



UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL – CAMPUS CERRO LARGO

CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

JESSICA DEUSCHLE

**OTIMIZAÇÃO E COMPARAÇÃO DO COAGULANTE SULFATO DE ALUMÍNIO
COM COAGULANTES ORGÂNICOS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO BRUTO**

CERRO LARGO

2016

JESSICA DEUSCHLE

**OTIMIZAÇÃO E COMPARAÇÃO DO COAGULANTE SULFATO DE ALUMÍNIO
COM COAGULANTES ORGÂNICOS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO BRUTO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado a Universidade Federal da Fronteira Sul, como parte das exigências do curso de graduação em Engenharia Ambiental, para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientador: Prof. Dr. Diego Ricieri Manenti

Co-orientador (a): Msc. Daiana Seibert

CERRO LARGO - RS

2016

DGI/DGCI - Divisão de Gestão de Conhecimento e Inovação

Deuschle, Jessica

OTIMIZAÇÃO E COMPARAÇÃO DO COAGULANTE SULFATO DE ALUMÍNIO COM COAGULANTES ORGÂNICOS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO BRUTO/ Jessica Deuschle.

-- 2016.

61 f.:il.

Orientador: Diego Ricieri Manenti.

Co-orientador: Daiana Seibert.

Trabalho de conclusão de curso (graduação) - Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de Engenharia Ambiental , Cerro Largo, RS, 2016.

1. Tratamento de efluentes. 2. Lixiviado de aterro sanitário. 3. Coagulação/Floculação. 4. Coagulantes orgânicos. I. Manenti, Diego Ricieri, orient. II. Seibert, Daiana, co-orient. III. Universidade Federal da Fronteira Sul. IV. Título.

JESSICA DEUSCHLE

**OTIMIZAÇÃO E COMPARAÇÃO DO COAGULANTE SULFATO DE
ALUMÍNIO COM COAGULANTES ORGÂNICOS PARA O LIXIVIADO
BRUTO DO ATERRO SANITÁRIO DE GIRUÁ**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado a
Universidade Federal da Fronteira Sul, como
parte das exigências do curso de graduação em
Engenharia Ambiental, para obtenção do título
de Engenheiro Ambiental.

Aprovado em: 05/12/2016



Msc. Eduardo Henrique Rotta



Prof. Lucas Schnorrenberger de Oliveira



Msc. Daiana Seibert
Co-orientador(a)

CERRO LARGO – RS

2016

AGRADECIMENTOS

À Deus, por ter me proporcionado saúde e força nesta caminhada acadêmica.

Aos meus pais Egon Deuschle e Iria Deuschle, pelo incentivo, apoio, dedicação e amor.

Ao meu irmão Gian Carlos Deuschle por estar do meu lado sempre, me apoiando e me ajudando nesta etapa.

À Cecília Bernardi por me apoiar em uma das fases mais difíceis da minha vida e me fazer mudar de ideia quanto ao curso.

Aos amigos: Anderson Pavanelo, Tiago Chiapinotto e Luiza Werle pelo apoio e amizade durante a faculdade.

Ao prof. Dr. Diego Ricieri Manenti pela orientação, incentivo, ensinamento, confiança e tempo dedicado.

À Msc. Daiana Seibert pela paciência, dedicação e amizade.

Ao prof. Dr. Fernando Henrique Borba pelos ensinamentos, gentilezas e auxílio no trabalho.

À todos os professores do curso de Engenharia Ambiental pela formação profissional, pessoal e apoio durante a graduação.

Às colegas: Adriande Weyh, Alexia Elisa Jung Engel, Ariane Lyra, Camila Zorzo, Francine Bueno, Jéssica Aguiar, Letícia Kupski, Luana Damke e Mariana Jung Rodrigues pelo auxílio, dedicação, amizade, apoio nessa caminhada e por se mostrarem sempre presente nos momentos de dificuldades.

As colegas Carolina Becker da Silva, Patrícia Giordanni, Rosângela Borges Darós e Rafael Adilson Lorscheiter pela colaboração, amizade e auxílio neste.

À Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), todo o seu corpo docente, direção e administração; pela oportunidade de estudo e formação superior.

À equipe técnica do laboratório da UFFS/Campus Cerro Largo-RS, pelo apoio prestado.

À todos que de alguma forma colaboraram nesta jornada acadêmica.

RESUMO

Este trabalho apresenta a aplicação do processo de coagulação/floculação no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, o qual objetivou-se comparar o desempenho de diferentes coagulantes: orgânicos e inorgânicos. Justifica-se o emprego de coagulantes orgânicos devido a inconvenientes associados à utilização de coagulantes inorgânicos, tais como: o alumínio residual em águas tratadas, o que pode causar várias doenças e a difícil disposição final do lodo, por conter partículas não biodegradáveis. O estudo foi desenvolvido em duas etapas: primeiramente um teste de pH foi realizado, para verificar qual a porcentagem de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos. Posteriormente realizou-se um *Jar-test* empregando: Sulfato de Alumínio, Tanfloc SG, Tanfloc SL e *Morínga Oleífera* como coagulantes. Foram investigadas as melhores condições operacionais para cada coagulante, encontrando-se os seguintes resultados: O Sulfato de Alumínio reduziu cerca de 75,3% de redução da cor 49,0 % de redução de compostos aromáticos em pH da solução 6,0 e com concentração de coagulante de 750 mg L⁻¹. O Tanfloc SG Reduziu 83,3% de cor e 66,3% dos compostos aromáticos com pH da solução 5 com concentração de 400 mg L⁻¹ de coagulante. O Tanfloc SL Reduziu cerca de 86,0 % de cor, 71,4% dos compostos aromáticos em pH 4,0 da solução e concentração de 1200 mg L⁻¹. Para a *Morínga oleífera* houve a redução de 70,0% da cor, 31,0% da remoção de compostos aromáticos em pH da solução 6,0 e concentração de 600 mg L⁻¹. Portanto o coagulante que proporcionou os resultados mais significativos quanto a redução de cor e compostos aromáticos foi o Tanfloc SL.

Palavras - chave: Tratamento de efluentes, Lixiviado de aterro sanitário, Coagulação/Floculação, coagulantes orgânicos

ABSTRACT

This work presents the application of the coagulation / flocculation process in the treatment of landfill leachate, which aimed to compare the performance of different organic and inorganic coagulants. The use of organic coagulants is justified because of the inconveniences associated with the use of inorganic coagulants, such as: residual aluminum in treated waters, which can cause various diseases and difficult final disposal of the sludge, since it contains non-biodegradable particles. Developed in two steps: first a pH test was performed to verify the percentage of color removal, turbidity and aromatic compounds. Subsequently a Jar-test was performed using: Aluminum Sulfate, Tanfloc SG, Tanfloc SL and *Morínga oleífera* as coagulants. The best operating conditions for each coagulant were investigated, and the following results were found: Aluminum Sulphate reduced about 75,3% reduction of color 49.0% reduction of aromatic compounds at pH 6.0 solution and with coagulant concentration of 750 mg L⁻¹; Tanfloc SG reduced 83,3% color and 66,3% of the aromatic compounds with pH of solution 5,0 with a concentration of 400 mg L⁻¹ of coagulant; Tanfloc SL reduced about 86,0% of color, 71,4% of aromatics at pH 4,0 of the solution and concentration of 1200 mg L⁻¹. For *Morínga oleífera* there was a reduction of 70,0% of the color, 31,0% of the removal of aromatic compounds in pH of solution 6,0 and concentration of 600 mg L⁻¹. Therefore, the coagulant that provided the most significant results regarding color reduction and aromatic compounds was Tanfloc SL.

Key words: Effluent treatment, Landfill leachate, Coagulation / Flocculation, organic coagulants.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CONSEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

DBO/DQO – Razão de biodegradabilidade

LAS – Lixiviado de Aterro Sanitário

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Representação do equipamento de Jar-Test	32
Figura 2: Etapas experimentais.	34
Figura 3: Porcentagens de remoção de: (a) Cor e Compostos Aromáticos e; (b) Turbidez com a variação do pH de 2,0 até 12,0, incluindo o pH bruto (8,04)	37
Figura 4: Relação de sólidos sedimentáveis em diferentes pH da solução.	38
Figura 5: Perfis de redução de cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante sulfato de alumínio empregado nas dosagens de: 750; 900 1050; 1200; 1350 e 1500 mg L ⁻¹	40
Figura 6: Sólidos sedimentáveis das concentrações de: 750; 900 1050; 1200; 1350 e 1500 mg L ⁻¹ de Sulfato de Alumínio.	41
Figura 7: Perfis de remoção dos parâmetros cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante sulfato de Alumínio em concentração de 750 mg L ⁻¹ , variando o pH de 5,0 a 10,0, incluindo o pH bruto (8,04).	42
Figura 8: Relação dos sólidos sedimentáveis na dosagem 750 mg L ⁻¹ em diferentes pHs da solução de 5,0 a 10,0; incluindo o pH bruto (8,04).	43
Figura 9: Perfis de redução de cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante Tanfloc SG empregado nas dosagens de: 200, 400, 600, 800, 1000, 1200 mg L ⁻¹	44
Figura 10: Perfis de redução de cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante Tanfloc SG empregado nas dosagens de: 200, 400, 600, 800, 1000, 1200 mg L ⁻¹	45
Figura 11: Perfis de remoção da cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante Tanfloc SG em concentração de 400 mg L ⁻¹ , variando o pH de 4,0 a 9,0, incluindo o pH bruto do LAS (8,04). ...	46
Figura 12: Relação dos sólidos sedimentáveis na dosagem 400 mg L ⁻¹ em diferentes pHs da solução de 4,0 a 9,0, incluindo o pH bruto do LAS (8,04).	47
Figura 13: Perfis de redução de cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante Tanfloc SL empregado nas dosagens de: 200, 400, 600, 800, 1000, 1200 mg L ⁻¹	48
Figura 14: Relação de sólidos sedimentáveis das concentrações de: 200, 400, 600, 800, 1000, 1200 mg L ⁻¹ de Tanfloc SL	49
Figura 15: Perfis de remoção da cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante Tanfloc SL em concentração de 1200 mg L ⁻¹ , variando o pH de 4,0 a 9,0.	50
Figura 16: Relação dos sólidos sedimentáveis na dosagem 1200 mg L ⁻¹ de Tanfloc SL em diferentes pHs da solução de 4,0 a 9,0, incluindo o pH bruto do LAS (8,04).	51
Figura 17: Perfis de redução de cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante Moringa Oleífera empregado nas dosagens de: 400, 600, 800, 1000, 1200, 1400 mg L ⁻¹	52
Figura 18: Relação de sólidos sedimentáveis das concentrações de: 400, 600, 800, 1000, 1200, 1400 mg L ⁻¹ de <i>Moringa oleífera</i>	53
Figura 19: Perfis de remoção dos parâmetros cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante Moringa Oleífera em concentração de 600 mg L ⁻¹ , variando o pH de 4,0 a 9,0.	53

Figura 20: Relação dos sólidos sedimentáveis na dosagem 600 mg L ⁻¹ de Moringa Oleífera em diferentes pH's da solução de 4,0 a 9,0; incluindo o pH bruto do LAS (8,04).	55
Figura 21: Perfis de comparação dos melhores resultados de redução de cor nas melhores concentrações para de cada coagulantes com a variação de pH.....	56
Figura 22: Perfis de comparação dos melhores resultados de redução de compostos aromáticos nas melhores concentrações para de cada coagulantes com a variação de pH.	57
Figura 23: Perfis de comparação dos melhores resultados de redução de turbidez nas melhores concentrações para de cada coagulantes com a variação de pH.....	58

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
1.1. OBJETIVOS	15
1.1.1. Objetivo geral	15
1.1.2. Objetivos específicos	15
2. REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	16
2.2. ATERROS SANITÁRIOS	17
2.3. LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO (LAS)	18
2.4. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL APLICÁVEL AO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO 21	
2.6. COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO	23
2.6.2. COAGULANTES	26
2.6.3. Coagulantes inorgânicos	26
2.6.4. Coagulantes orgânicos	27
3. MATERIAIS E MÉTODOS	29
3.1. COLETA DO EFLUENTE	29
3.2. SOLUÇÕES COAGULANTES	29
3.2.1. Solução padrão de Sulfato de Alumínio (1%)	29
3.2.2. Solução padrão de Tanfloc SG (1%)	30
3.2.3. Solução padrão de Tanfloc SL (1%)	30
3.2.4. Solução padrão de <i>Moringa Oleífera</i> (2%)	30
3.3. DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS	30
3.4. TESTE DE PRECIPITAÇÃO	31
3.5. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO	31
3.6. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	34
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	35
4.1. CARACTERIZAÇÃO DO LAS	35
4.2. TESTE DE PH	36
4.3. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO	38
4.3.1. Sulfato de Alumínio	39
4.3.2. Tanfloc SG	43
4.3.3. Tanfloc SL	47
4.3.4. <i>Moringa Oleífera</i>	51
4.3.5. Comparação dos resultados após o processo de tratamento utilizando diferentes coagulantes	55
5. CONCLUSÃO	59

6.	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	61
7.	REFERÊNCIAS	62

1. INTRODUÇÃO

Durante milhões de anos o homem vivia em completa harmonia com a natureza, pois para sua sobrevivência utilizava apenas a caça e a coleta de frutas, quando estes recursos se tornavam escassos eles procuravam novos lugares. A intervenção para com a natureza ocorreu quando as comunidades deixaram de ser nômades para viver em um só lugar, surgindo assim as cidades.

Então, houve o crescimento populacional e com isso um aumento na demanda por bens de consumo e foi sendo necessário implantar novas formas de produção, fazendo com que houvesse uma maior intervenção para com a natureza.

Com a Revolução Industrial surgiram muitas tecnologias, que fizeram com que a produtividade aumentasse para atender a demanda da população. Pois nessa época, o modelo de qualidade de vida era uma sociedade com altos padrões de consumo, fazendo com que surgissem os descartáveis e os materiais artificiais.

Nos últimos anos esse padrão de produção e consumo vem se agravando ainda mais. Houve uma mudança de uma sociedade estritamente rural para uma sociedade urbana, onde se tem um maior consumo de energia, maior emissão de gases, maior produção de resíduos e com isso consequentemente maior poluição do meio ambiente.

De acordo com a Lei 6938 de 31 de agosto de 1981 (Política Nacional do Meio Ambiente) poluição é quando a qualidade ambiental é degradada por atividades que, direta ou indiretamente, prejudiquem a saúde, segurança e o bem-estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas, desfavoreçam o desenvolvimento da biota, afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente, ou lancem materiais que estão em desacordo com a legislação ambiental.

Se tratando de poluição ambiental, um dos problemas de maior prioridade na sociedade atual é a grande quantidade e variedade de resíduos sólidos gerados por atividades domésticas, sociais e industriais. Estes resíduos, na maioria das vezes, são encaminhados a aterros sanitários. Nos aterros sanitários, ocorre a decomposição dos resíduos tendo como subproduto da degradação o chorume, este por sua vez combinado com as águas pluviais origina o lixiviado de aterro sanitário (LAS), que configura a principal problemática na operação dos aterros sanitários.

O lixiviado de aterro sanitário é um efluente que demanda um tratamento complexo, em boa parte dos aterros sanitários utiliza-se o tratamento por separação com membranas que é muito eficiente, porém é um tratamento de elevado custo, devido ao curto período de vida das membranas. Uma maneira de aumentar o tempo de vida dessas membranas seria aplicar um pré-tratamento à esse lixiviado. Um dos pré-tratamentos mais indicados é a

coagulação/floculação, que, por meio de seus mecanismos faz com que o processo de sedimentação ocorra mais rápido, retirando boa parte das partículas que conferem cor e turbidez às águas e efluentes.

Para que o processo ocorra é necessária a adição de coagulantes, inorgânicos ou orgânicos. Os coagulantes inorgânicos são muito eficientes e baratos, porém são indesejáveis no meio ambiente, pois podem comprometer a saúde humana e a qualidade ambiental. Já os orgânicos, são produtos eficientes, naturais, logo não causam efeitos negativos no meio ambiente, porém ainda carecem de estudos mais aprofundados sobre a eficiência destes.

Tendo em vista, o presente trabalho busca verificar a eficiência do processo de coagulação/floculação na redução de cor, turbidez e compostos aromáticos do lixiviado de aterro sanitário. Visando verificar a possibilidade de utilizar esse processo como um pré-tratamento para o tratamento de um LAS por osmose reversa, procurando aumentar a vida útil das membranas.

Primeiramente será feito um breve referencial teórico sobre o LAS, posteriormente serão mostrados os materiais e métodos que foram usados no trabalho, juntamente com o procedimento experimental utilizado; e por fim são apresentados e discutidos os resultados do trabalho.

1.1. OBJETIVOS

1.1.1. Objetivo geral

- Avaliar e comparar a eficiência dos coagulantes orgânicos e inorgânicos para com o tratamento de um lixiviado bruto

1.1.2. Objetivos específicos

- Realizar a caracterização física, química e biológica do Lixiviado de Aterro Sanitário (LAS);
- Avaliar a eficiência dos coagulantes: Sulfato de Alumínio, Tanfloc SG, Tanfloc SL e *Moringa oleífera* no tratamento do LAS;
- Verificar a possibilidade de utilizar o tratamento de coagulação/floculação com os coagulantes: Sulfato de Alumínio, Tanfloc SG, Tanfloc SL e *Moringa oleífera* como pré-tratamento do tratamento por osmose reversa.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A norma brasileira NBR-10004/2004 da ABNT – Resíduos sólidos - classificação define resíduos sólidos como:

[...] aqueles resíduos sólidos e semissólidos resultantes de atividades industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Conforme a Pesquisa de Saneamento Básico realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2008), a quantidade de resíduos sólidos urbanos gerados, e coletados no Brasil são de aproximadamente 260 mil toneladas/dia. Estes, em partes são destinados para vazadouro a céu aberto, vazadouro em áreas alagáveis, aterro controlado, aterro sanitário, unidade de compostagem de resíduos orgânicos e unidades de tratamento por incineração, além de outras não especificadas. Na tabela 1 está apresentado um breve panorama da destinação final dos resíduos sólidos no Brasil.

Tabela 1: Destino final dos resíduos sólidos no Brasil.

Destino final dos resíduos sólidos no Brasil	Quantidade destinada (t d⁻¹)
Aterro sanitário	167.636
Vazadouro a céu aberto	45.710
Aterro controlado	40.695
Unidade de triagem de resíduos recicláveis	3.122
Unidade de compostagem de resíduos orgânicos	1.635
Unidade de tratamento por incineração	67
Vazadouro em áreas alagáveis	46
Outras	636
Total	259.547

Fonte: Adaptado de IBGE (2008)

Como apresentado na Tabela 1, a disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários é uma técnica que vem ganhando espaço no Brasil, principalmente conforme está disposto na

Política Nacional dos Resíduos sólidos que visava acabar com os vazadouros a céu aberto até 2014, e essa técnica se destaca por envolver custos reduzidos e ter como única condição a disponibilidade de áreas para a implantação desse tipo de sistema, se encaixando na realidade brasileira. Porém o aterro sanitário requer medidas de proteção ambiental no local e nas proximidades, em função do impacto que a geração do metano (CH_4) e a produção de lixiviado podem causar (CASTILHOS JUNIOR, DALSSASSO & ROHERS, 2010).

2.2. ATERROS SANITÁRIOS

Segundo a ABNT NBR 8419/1992 a disposição de resíduos em aterros sanitários é uma técnica que visa a minimização de danos que poderiam ser causados à saúde pública e ao meio ambiente, diminuindo os impactos ambientais. Utilizando-se deste método pode-se confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzir seu volume, cobrindo-os com uma camada de terra após a conclusão de cada trabalho diário. Para que o impacto no meio ambiente seja minimizado alguns cuidados devem ser tomados: impermeabilização de bases e laterais, recobrimento diário e cobertura total, coleta e drenagem dos líquidos percolados, coleta e tratamento dos gases, drenagem superficial, tratamento de líquidos percolados, monitoramento. (ABNT NBR 8419/1992)

Nas condições de estocagem dos resíduos sólidos descritas acima juntamente com os fatores climáticos e micro-organismos ativos, objetiva-se que processos físicos, químicos e biológicos degradem o conteúdo orgânico transformando-os em gás e substâncias solúveis. E ainda, que ocorra o fenômeno da dissolução dos elementos minerais para partículas finas e coloidais solúveis que são carregadas e/ou percolados pelas águas de precipitações (CASTILHOS JUNIOR *et. al.*, 2002).

Na fase de operação devem ser consideradas as etapas de dissolução e decomposição dos resíduos presentes. Para isso é importante monitorar as águas do subsolo e as águas superficiais, a quantidade e qualidade de LAS, o gás gerado, os resíduos aterrados e os recalques resultantes da variabilidade de materiais e compactação dos mesmos. Ao se encerrarem as atividades, o monitoramento deve continuar no aterro sanitário, para que não venha a resultar em problemas para a população local e ao meio ambiente (CARVALHO & LANZA, 2006).

Devido à variação na quantidade e na qualidade dos resíduos sólidos aterrados, tanto os produtos líquidos quanto os gasosos estarão contaminados com substâncias presentes nos resíduos. Assim, esse LAS terá características especiais, logo, devem ser realizadas

investigações visando a aplicação de um tratamento onde se desenvolvam sistemas e processos que atendam a realidade de cada aterro.

2.3. LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO (LAS)

O LAS é composto pelo excesso da chuva que percola por entre as camadas de resíduos dispostas no aterro e chorume. Combinando processos químicos, físicos e biológicos, o resíduo transfere poluentes para a água da chuva. (KJELDSEN *et. al.*, 2002; CHRISTENSEN *et. al.*, 2000).

A água perpassa as camadas de resíduos no aterro, fazendo com que as substâncias orgânicas e inorgânicas solubilizem e arrastem micro-organismos e outros materiais biológicos, formando um novo líquido de composição bastante variável, o LAS (MANNARINO *et. al.*, 2011; ALMEIDA *et. al.* 2012)

O LAS pode ser originado de quatro diferentes caminhos: o primeiro deles é a partir da umidade natural dos resíduos, o segundo a partir do líquido de constituição da matéria orgânica, que se origina no processo de decomposição, o terceiro ocorre por meio das bactérias existentes nos resíduos que dissolvem a matéria orgânica e formam substâncias em solução e, por fim, mas não menos importantes o LAS pode ser originado por fontes naturais que existem na área de disposição dos resíduos (chuva). (DE SÁ, JUCÁ & DA MOTTA SOBRINHO, 2012)

Conforme descrito por McBean *et. al.* (1995), o processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos é dividido em três estágios, são eles:

1. Decomposição aeróbia: nesta etapa é necessária a presença de oxigênio. Assim, pela ação dos micro-organismos aeróbios a matéria orgânica é degradada para gás carbônico (CO_2), água (H_2O) e materiais orgânicos parcialmente degradados. Assim, a produção do CO_2 resulta na formação de carbono ácido na massa de resíduos, fazendo com que o lixiviado apresenta um pH ácido. A composição destes lixiviados provém da matéria carregada pelas águas pluviais, tais como sais solúveis presentes nos RSU e pequenas quantidades de matéria orgânica solúvel.

2. Decomposição anaeróbia não-metanogênica: Necessita de micro-organismos facultativos, os quais esgotam-se de oxigênio. Nesta etapa, altas concentrações de ácidos orgânicos são produzidas, além de compostos como amônia (NH_3), hidrogênio (H_2) e gás carbônico (CO_2). Há a prevalência da fermentação ácida, resultando em um produto final com altos níveis de CO_2 e compostos orgânicos parcialmente degradados (principalmente ácidos orgânicos). Esta produção de CO_2 e grandes quantidades de ácidos orgânicos faz com que o

pH do LAS seja reduzido causando assim a dissolução de outros compostos orgânicos e inorgânicos.

3. Decomposição anaeróbia metanogênica: há um aumento na concentração de bactérias metanogênicas, e, estas anaerobicamente degradam o restante do RSU (Resíduos Sólido Urbanos), produzindo gás carbônico (CO_2), metano (CH_4) e água (H_2O). Estas bactérias trabalham de maneira relativamente lenta, porém eficiente ao longo de muitos anos para decompor compostos orgânicos remanescentes. Com o consumo dos ácidos orgânicos o pH do lixiviado eleva-se, atingindo valores de pH 7-8.

Essas fases de decomposição ocorrem simultaneamente, mas em pontos diferentes do aterro, isso se deve ao fato da disposição dos resíduos no aterro ser em camadas. Nas camadas mais novas estarão ocorrendo processos aeróbicos, enquanto nas camadas mais antigas estarão na fase metanogênica. Entretanto, essa diferenciação não aparece ao analisar o LAS (McBean *et. al.*, 1995).

Além das fases de decomposição citadas, os tipos de resíduos dispostos no aterro também influenciarão na composição do LAS. Para tanto, é importante realizar a caracterização dos resíduos para que haja um melhor entendimento da composição do LAS (DA SILVA, 2009).

A composição do LAS depende de vários fatores, tais como: propriedades do solo, condições climáticas, composição das células de aterramento, idade e operação do aterro.

Considerando que o aterro recebe vários tipos de resíduos misturados, mas excluindo quantidades de resíduos químicos em altas concentrações, pode-se dizer que o LAS é uma solução de água com quatro grupos de poluentes:

- Matéria orgânica dissolvida (MOD) expressa pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou pelo Carbono Orgânico Total (COT), incluindo CH_4 , ácidos graxos voláteis e ácidos húmicos; (MARTINS, CASTILHOS JUNIOR & COSTA, 2010).

- Macropoluentes inorgânicos Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , SO_4^{2-} e CO_3^{2-} .
- Compostos orgânicos xenobióticos (COXs) presentes em baixas concentrações, incluindo hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, e compostos alifáticos clorados;

- Metais pesados: Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn. Segundo Kjeldsen *et al.* (2002) a concentração de metais no LAS é baixa. Estima-se que uma fração menor que 0,02% dos metais tóxicos presentes nos resíduos percolam dos aterros, mesmo depois de 30 anos de operação (CHRISTENSEN *et al.*, 2000).

Outro fator importante a se considerar é a idade do aterro sanitário. Em aterros jovens a relação DBO/DQO é mais elevada, indicando a presença de grande quantidade de matéria orgânica biodegradável. Já em aterros mais antigos, onde a massa de resíduos encontra-se praticamente estabilizada, a relação DBO/DQO é baixa, indicando grande quantidade de matéria recalcitrante (RAGASSON, 2013; KAWAHIGASHI, 2012).

O termo recalcitrância está relacionado com a dificuldade ou impossibilidade de degradação biológica de certas substâncias químicas na natureza (DA SILVA, 2009).

No aterro sanitário os micro-organismos são os principais responsáveis pela degradação dos resíduos, quando não há degradação ou transformação dessas substâncias, é um indicativo de que há compostos recalcitrantes e persistem no meio (KAWAHIGASHI, 2012). As substâncias recalcitrantes podem ser resultado de fatores como:

- Não possuir grupos funcionais reativos em sua cadeia;
- Possuir substâncias tóxicas aos micro-organismos;
- Formar complexos com elementos e/ou compostos químicos, tornando-se inacessível as enzimas extra celulares e, conseqüentemente à metabolização

O tratamento do LAS é o maior problema do gerenciamento de um aterro sanitário, pois é um efluente heterogêneo, suas características variam muito com o passar do tempo, e ainda há presença de compostos recalcitrantes, o que dificulta a obtenção de um tratamento eficiente (KAWAHIGASHI, 2012).

A complexidade e a diversidade da composição química e biológica dos lixiviados, que apresentam um grande número de substâncias tóxicas e de micro-organismos patogênicos que quando entram em contato com o meio ambiente, trazem riscos aos ecossistemas e à saúde humana (MANNARINO *et al.*, 2011).

De acordo com Amaral (2009), as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal favorecem a eutrofização do corpo hídrico, fazendo com que a qualidade da água decaia e inviabilize os usos previstos para o corpo d'água. E as elevadas cargas orgânicas presentes no LAS, provoquem a depleção do oxigênio dissolvido, comprometendo o equilíbrio do ecossistema local.

Quando o LAS não é coletado e tratado adequadamente, como identificado nos vazadouros à céu aberto, ele extravasa e infiltra contaminando águas superficiais e subterrâneas. O consumo de águas contaminadas por LAS traz vários efeitos negativos à saúde humana, como diarreia devido à ingestão de coliformes fecais e aumento do risco de cânceres para até cinco casos por 1.000.000 habitantes devido à presença de ftalatos no LAS (Klinck & Stuart, 1999).

Tendo em vista os problemas de saúde pública e a preservação de mananciais, normas restritivas referentes ao lançamento de efluentes em corpos d'água foram regulamentadas por órgãos ambientais.

2.4. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL APLICÁVEL AO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O LAS apresenta elevado potencial poluidor, logo demanda legislações as quais instituem padrões de lançamento em corpos hídricos receptores, preservando, assim, a qualidade do meio ambiente. Dentre as legislações ambientais é importante mencionar a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento assim como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, revogada pela Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011.

No estado do Rio Grande do Sul, as principais legislações referentes ao lançamento de efluentes são:

- (i) CONSEMA nº 128 de 24 de novembro de 2006, que dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais; e
- (ii) CONSEMA nº 129 de 24 de novembro de 2006, a qual dispõe sobre a definição de critérios e padrões de emissão para toxicidade de efluentes líquidos lançados em águas superficiais.

2.5. PROCESSOS DE TRATAMENTO DO LAS

O tratamento do LAS não segue um padrão, pois suas características variam no tempo, variam de acordo com os materiais presentes no aterro e ainda apresentam compostos recalcitrantes que são de difícil degradação. Porém, a escolha do tratamento dependerá da disponibilidade econômica, da área disponível, da climatologia local, dos insumos necessários e da qualidade do efluente que se deseja obter, alcançando o previsto em lei para que se possa dispor esse efluente no meio ambiente (MORAVIA, 2010)

Os tratamentos biológicos transformam os componentes orgânicos em compostos estáveis removendo ou reduzindo a concentração de DBO, a DQO e o nitrogênio amoniacal do efluente tratado, por isso é um dos tratamentos mais utilizados para o lixiviado, além de possuir baixo custo e ser de fácil operação. No entanto, é um tratamento que exige alguns parâmetros controlados como: temperatura, pH, e concentração de oxigênio dissolvido (OD) e

ainda é um processo que pode ter seu desempenho influenciado por: disponibilidade de nutrientes, existência de compostos tóxicos, temperatura, tempo de contato e ocorrência de oxigênio dissolvido (CASTILHOS JUNIOR, *et al* 2006). Os principais mecanismos biológicos encontrados na literatura são: as lagoas aeradas, os filtros biológicos e os lodos ativados (DA SILVA, 2009). Porém, o tratamento biológico apresenta uma limitação quanto ao LAS, pois esse tratamento só é adequado para aterros sanitários jovens, que ainda possuem elevada concentração de matéria orgânica biodegradável. Já em aterros sanitários antigos, o LAS apresenta baixa biodegradabilidade, então esses processos, geralmente, são empregados juntamente com outros processos de tratamento para que se atinja uma determinada eficiência requerida.

Nos tratamentos físicos pode-se destacar os processos de separação por membranas para o tratamento de LAS. Existem quatro tipos de filtração por membrana: a microfiltração, a nanofiltração, a ultrafiltração e a osmose reversa. Esses processos funcionam por convecção por pressão ou gradiente de temperatura. Sua operação ocorre pela forma frontal clássica ou de forma tangencial, a diferença entre as duas é a forma de alimentação: na primeira o fluxo ocorre perpendicular a posição da membrana e na segunda o fluxo ocorre de forma paralela à superfície da membrana, como resultado formam o permeado e o concentrado. O permeado é o que passa pelos poros da membrana e o concentrado é a parte que não perpassa a membrana, são partículas maiores que os poros na membrana (RAVANCHI *et al.*, 2009). Como nenhum dos componentes é degradado neste tratamento, só ocorre a mudança de fase, este é mais indicado para as fases de pré-tratamento ou polimento final. Sendo possível obtenção de água tratada de elevada qualidade, contudo, tendo como subproduto o inconveniente volume de concentrado. (PERTILE, 2013)

Nos processos físico-químicos destaca-se o processo de coagulação/floculação como pré ou pós-tratamento de lixiviados. Apresenta-se como uma alternativa promissora para este tipo de efluente, especialmente quando se trata de remoção da matéria orgânica e de compostos recalcitrantes presentes do lixiviado de aterro sanitário (KAWAHIGASHI, 2012). Em função disso, focaremos no processo de coagulação/floculação.

Normalmente, o processo de coagulação/floculação é um método comumente empregado no tratamento de águas para abastecimento humano. No Brasil, segundo IBGE (2008), 80% dos municípios brasileiros empregam o tratamento convencional de água, que inclui: coagulação, floculação, sedimentação e filtração para a clarificação da água, seguida de correção de pH, desinfecção e, em alguns casos, de fluoretação (BOTERO, 2009). Não obstante, a aplicação de coagulação/floculação para o tratamento de águas residuárias vem

sendo bastante difundida e estudada, de modo que é facilmente encontrada abordagens a respeito na literatura científica (VAZ, 2009; PAVANELLI, 2001; LIED, 2012).

2.6. COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO

Os processos de coagulação/floculação têm por objetivo a redução/remoção de materiais coloidais suspensos e dissolvidos responsáveis pela turbidez e pela cor das águas residuárias, respectivamente (LIBÂNIO, 2010; VAZ, 2009; LIED, 2012). E também ocorre a redução de matéria orgânica a qual contribui para o conteúdo de DBO e DQO (SCHIMITT, 2011).

Geralmente, quando aplicada ao tratamento de águas residuárias essa operação é considerada um pré-tratamento ou um polimento final para sistemas biológicos, pois remove compostos coloidais orgânicos recalcitrantes e metais pesados presentes no LAS condicionando o efluente para o subsequente tratamento ou lançamento em corpo hídrico, caso for usado como polimento final (AMARAL, 2009; ALVES, 2012)

A presença de cor nos efluentes pode ser resultado de diversos tipos de despejos industriais, da presença de íons metálicos naturais, como também pode ser resultado da decomposição da matéria orgânica. Porém, somente a partir da década de 70, com a comprovação de que os materiais causadores da cor são precursores de substâncias potencialmente carcinogênicas, passou a dar-se importância a sua remoção (LEAL & LIBÂNIO, 2002).

As partículas de turbidez na água podem refletir a luz, fazendo com que esta não chegue até os organismos aquáticos. Isso ocorre devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral. Do ponto de vista sanitário, segundo Libânio (2010), algumas bactérias, como por exemplo a *Giardia*, podem alojar-se nas partículas em suspensão protegendo-se da ação dos desinfetantes, causando doenças.

Os compostos aromáticos representam os poluentes orgânicos recalcitrantes ou persistentes, ou seja, compostos de difícil degradação e hidrofóbicos, formados por complexas cadeias carbônicas compostas por anéis benzênicos. Além disso, são bioacumulativos, isto é, se concentram no tecido dos organismos aquáticos caso não possuam mecanismos metabólicos que eliminem estes compostos após sua ingestão (SILVA, 2015).

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005) as partículas coloidais, em geral, possuem carga negativa na água, fazendo com que elas sofram ação repelente, se afastando umas das outras.

As partículas coloidais são caracterizadas por realizarem o movimento Browniano (movimento desordenado das partículas), com isso essas partículas se mantêm sempre em suspensão e não sedimentam (SPINELLI, 2001; LIED, 2012). Outra característica a ser destacada são as propriedades eletrocinéticas, as quais fazem com que os colóides se movam quando estão sob a ação de um campo elétrico (LIED, 2012; GEWEHR, 2012).

No processo de coagulação as partículas coloidais são neutralizadas e aglutinadas em partículas de maiores dimensões (maior volume e maior peso) através do uso de coagulantes, que modificam a carga eletrostática negativa da superfície das partículas, diminuindo a repulsão entre elas, através da agitação rápida que promove o choque entre as partículas (DI BERNARDO & DANTAS, 2005; CACHEIRA *et al.*, 2012).

Na floculação ocorre a agregação de partículas neutralizadas na fase de coagulação, formando flocos, que aumentam de peso e tamanho. Nesta fase há necessidade de uma agitação mecânica mais lenta, de modo a promover o bom contato entre as partículas e os flocos, e sem que haja a destruição daqueles já formados (DI BERNARDO & DANTAS, 2005; CACHEIRA *et al.*, 2012). Depois disso os flocos podem ser separados por meio de sedimentação, flotação ou filtração (GEWEHR, 2012).

Assim, pode-se dizer que no processo de coagulação, quando o coagulante é adicionado, ocorre sua hidrólise, polimerização e a reação com a alcalinidade do meio, formando compostos com carga residual positiva. Como as partículas coloidais apresentam carga negativa, os compostos formados na hidrólise do coagulante irão desestabilizar tais partículas, fazendo com que o potencial zeta fique próximo à zero, sendo esse o ponto isoelétrico, que permite a aproximação e aglomeração das partículas, formando os flocos (GEWEHR, 2012).

2.6.1. Mecanismos de coagulação

A coagulação química é resultado de quatro possíveis mecanismos de coagulação: compressão da camada difusa; adsorção e neutralização de carga; varredura; e adsorção e formação de pontes (DI BERNARDO, 1993; PAVANELLI, 2001; LIED, 2012; SPINELLI, 2001; GEWEHR, 2012).

2.6.1.1. Compressão da camada difusa

Esse mecanismo desestabiliza as partículas coloidais pela adição de íons de carga contrária (PAVANELLI, 2001). Segundo Di Bernardo & Dantas (2005), um colóide é

desestabilizado por meio das interações eletrostáticas, ou seja, íons de mesma carga são repelidos e de carga contrária são atraídos pelos coloides.

Este fenômeno ocorre devido à grande concentração de cargas positivas que causam excesso de íons dentro da camada difusa, reduzindo o volume da esfera para manter-se eletricamente neutra, reduzindo o potencial zeta e predominando as forças de Van der Waals. (SPINELLI, 2001)

Existem dois aspectos que merecem destaque neste mecanismo: 1) Para que a coagulação aconteça a quantidade de eletrólitos é praticamente independente da concentração de coloides na água; 2) Não é possível causar a reversão de carga nos coloides (reestabilização) para qualquer quantidade de eletrólitos adicionados (SPINELLI, 2001).

2.6.1.2. Adsorção e neutralização de carga

No mecanismo de adsorção e neutralização de cargas é necessário que ocorra interações entre coagulante-colóide, coagulante-solvente e colóide-solvente para que a desestabilização dos coloides aconteça (PAVANELLI, 2001; DI BERNARDO & DANTAS, 2005).

Segundo Libânio (2010), esse mecanismo ocorre logo após a dispersão do coagulante na massa líquida. Dependendo do pH da solução, podem se formar diversas espécies hidrolisadas de carga positiva que podem adsorver na superfície das partículas, fazendo com que se desestabilizem.

O mecanismo de adsorção e neutralização de carga é muito importante em estações que tenham filtração direta, pois não há formação de flocos para posterior sedimentação e flotação, mas sim de partículas desestabilizadas que serão retidas no meio granular dos filtros (DI BERNARDO & DANTAS, 2005).

2.6.1.3. Varredura

O processo de coagulação por varredura ocorre de modo que as partículas coloidais arranjam-se em precipitados volumosos em razão da introdução de coagulantes, como o alumínio e o ferro (BACHE & GREGORY, 2007).

Dependendo da quantidade de coagulante no meio, do pH e da concentração de alguns tipos de íons na solução, pode haver formação de precipitados do tipo $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (DI BERNARDO & DANTAS, 2005).

Ainda, segundo o autor esse mecanismo é muito usado em estações de tratamento que tenham a floculação e a sedimentação antecedendo a filtração rápida. Os flocos formados

são maiores do que os formados pelo mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, consequentemente, suas velocidades de sedimentação são maiores (PAVANELLI, 2001).

2.6.1.4. Adsorção e formação de pontes

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), esse mecanismo tem por característica principal o uso de polímeros de grandes cadeias moleculares (massa molar $> 10^6$), que servem de ponte entre a superfície a qual estão aderidos e outras partículas.

Nesse mecanismo, há relação direta entre a área da superfície dos coloides e a dosagem ótima de polímeros (LIBÂNIO, 2010).

O comportamento dos polímeros como coagulantes pode ser explicado se baseando na sua adsorção na superfície das partículas coloidais, seguida pela redução de carga ou pelo entrelaçamento das partículas nas cadeias do polímero (MENDES, 1989).

2.6.2. COAGULANTES

O processo de coagulação ocorre mediante a adição de agentes que neutralizam as cargas elétricas das partículas. Para isso acontecem ligações químicas e absorção das cargas superficiais presentes, sendo necessária a aplicação de elevada energia à mistura. Quando as cargas das partículas estão desestabilizadas, elas tendem a se agrupar e formam partículas maiores e, consequentemente, mais pesadas que tendem a sedimentar. Os agentes que desestabilizam essas cargas são chamados de coagulantes (DA SILVA, 2009).

Existem coagulantes orgânicos e inorgânicos, alguns deles serão apresentados a seguir.

2.6.3. Coagulantes inorgânicos

Os coagulantes inorgânicos (sais de Ferro e de Alumínio) são amplamente utilizados para o tratamento de água para consumo, e efluentes em todo mundo, devido ao seu elevado grau de eficiência nesses tratamentos como também seu baixo custo. Porém esses coagulantes são indesejáveis ambientalmente, pois os lodos gerados podem disponibilizar íons solúveis que tendem a comprometer a saúde humana e o meio ambiente (VAZ *et al*, 2010; DI BERNARDO & DANTAS, 2005).

2.6.3.1. Sulfato de Alumínio

O sulfato de alumínio é um dos coagulantes mais utilizados em todo o mundo, por ser fácil de transportar, ter baixo custo e, ainda ser produzido em várias regiões do Brasil (SPINELLI, 2001; BARBOSA, 2011). Porém, o sulfato de alumínio tem sua aplicação restrita a uma faixa de pH entre 5,0 e 8,0. Quando o efluente não se encontra dentro dessa faixa, costuma-se adicionar cal ou carbonato de cálcio para chegar ao pH ótimo de operação do coagulante. Se o pH não estiver nessa faixa ao fim da coagulação pode restar na água uma elevada concentração de alumínio residual (CORBITT, 1990).

Os flocos que resultam da coagulação com esse tipo de coagulante, têm natureza inorgânica e não são biodegradáveis, dificultando a disposição final (SANTOS FILHO & SANTA RITA).

Se a concentração de alumínio residual for acima de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$, pode causar graves efeitos à saúde humana como por exemplo: úlcera, necrose na mucosa, garganta e esôfago. Bem como efeitos sistemáticos no organismo, tais como: náusea, vômito, diarreia, dor epigástrica, ânsia, gastroenterite epidemiológica e desmaio (KAWAMURA, 1996).

Ainda, há vários estudos que indicam que o alumínio pode estar relacionado ao desenvolvimento da doença de Alzheimer, pois o metal é responsável por uma progressão clínica nos sinais neurológicos, o que inclui déficits na memória e alterações elétricas neuronais (SPINELLI, 2001).

2.6.4. Coagulantes orgânicos

Os problemas relacionados com os coagulantes inorgânicos como sais de ferro e de alumínio, levaram pesquisadores a buscar alternativas ao uso destes coagulantes. Uma das principais alternativas a esses coagulantes é o uso de coagulantes naturais, também conhecidos como biopolímeros ou polímeros naturais (ALVES, 2012).

Ultimamente, têm surgido várias pesquisas a respeito da aplicação dos coagulantes naturais, principalmente, em função da sua disponibilidade abundante na natureza, baixo custo e comportamento multifuncional. E ainda não causam impactos negativos ao meio ambiente (AWAD, WANG & LI, 2013; SCHMITT, 2011).

Existem muitos estudos acerca do uso de coagulantes orgânicos visando seu uso em água para de consumo humano, porém para efluentes ainda existem muitas lacunas sobre a aplicabilidade desses coagulantes.

A seguir serão apresentados alguns coagulantes orgânicos.

2.6.4.1. *Moringa oleífera*

A *Moringa Oleífera* é uma planta tropical que pertence à família *Moringaceae* (GHEBREMICHAEL, 2005). Essa espécie é cultivada em diversos países tropicais. No Brasil é bastante comum na região nordeste. As sementes de *Moringa oleífera* atuam na remoção da cor e turbidez de água para fins potáveis (VAZ, 2009).

A *Moringa oleífera*, quando comparada a coagulantes inorgânicos, apresenta as seguintes vantagens: não necessita ajuste de pH, não causa problemas de corrosão, produz pouco volume de lodo e não altera o pH da água quando utilizado (GHEBREMICHAEL, 2005; MORAES *et al.*, 2005)

Este coagulante orgânico atinge faixas significativas de remoção da turbidez cerca de 92 e 99%. Ele é muito eficaz para águas com elevada turbidez e apresenta efeitos semelhantes com a coagulação com sulfato de alumínio, no entanto, a efetividade se reduz para as águas de baixa turbidez (SUTHERLAND *et al.*, 1990).

2.7.2.1. Taninos

“Tanino” é um termo técnico referente a compostos orgânicos vegetais, formados por substâncias fenólicas de complexa estrutura molecular. São constituídos por polifenóis simples, carboidratos, aminoácidos e gomas hidroxidolodais. Os taninos, podem ser usados nas indústrias de curtimento, anticorrosivos, coagulantes, bebidas e plásticos (SILVA, 1999). Os taninos mais difundidos no Brasil para o tratamento de águas são o Tanfloc SG e o Tanfloc SL. Os taninos apresentam como vantagens: biodegradabilidade, não alteram o pH da água tratada e ao mesmo tempo trabalha em uma faixa de pH de 4,5 a 8,0; formam baixo peso de lodo em comparação com outros produtos similares. (TREVISAN, 2014; PIAÑTÁ, 2008).

O Tanfloc SG é também conhecido como tanato quaternário de amônio, é um eficiente floculante natural que atua como polímero catiônico na clarificação da água (BELTRÁN-HEREDIA, SÁNCHEZ-MARTÍN, 2009). É um produto natural extraído da casca da acácia negra.

De acordo com a TANAC (1999) o Tanfloc SL é um polímero orgânico-catiônico de baixo peso molecular, de origem essencialmente vegetal e que atua como coagulante ou auxiliar de coagulação no tratamento de águas em geral. Atua em sistemas coloidais neutralizando cargas, e formando pontes entre essas partículas, sendo esse processo responsável pela formação de flocos e, conseqüente, sedimentação.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Os procedimentos analíticos e experimentais foram realizados nos Laboratórios de Efluentes e de Águas e Ecotoxicologia da UFFS, Campus de Cerro Largo-RS; bem como com o suporte da Central Analítica do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE, Campus de Toledo-PR.

3.1. COLETA DO EFLUENTE

As amostras de lixiviado foram coletadas na Central Regional de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos, localizada na cidade de Giruá no noroeste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Na Central de Tratamento os resíduos urbanos são recebidos, triados e somente os resíduos orgânicos são dispostos, sendo que este aterro recebe resíduos de cerca de 50 municípios vizinhos, com aproximadamente 300 toneladas/dia de resíduos. O Aterro Sanitário de Giruá está em funcionamento desde 2011.

O efluente foi coletado na entrada da lagoa de equalização, por onde aflui o lixiviado proveniente das células do Aterro Sanitário de Giruá – RS. As amostras coletadas foram acondicionadas em um recipiente de 50 litros e armazenadas no Laboratório de Efluentes e Águas da UFFS, *Campus* Cerro Largo. Após a coleta foi realizada a caracterização do efluente.

3.2. SOLUÇÕES COAGULANTES

No presente trabalho foi utilizado o coagulante químico: sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - Vetec) e coagulantes orgânicos: sementes de *Moringa Oleífera* (cedidas pela UNIOESTE - Toledo), Tanfloc SG (Tanac) e Tanfloc SL (Tanac). Para correção do pH foi utilizado Hidróxido de Sódio (NaOH - Vetec) e Ácido Sulfúrico (H_2SO_4 – Vetec).

3.2.1. Solução padrão de Sulfato de Alumínio (1%)

Dissolveu-se 10 g de sulfato de alumínio em água destilada dentro de um balão volumétrico e completou-se o volume para 1 L, para se obter a solução padrão de sulfato de alumínio com concentração de 1 % (VAZ, 2009).

3.2.2. Solução padrão de Tanfloc SG (1%)

Para a preparação da solução padrão de 1 %, dissolveu-se 10 g de Tanfloc SG em água destilada em um balão volumétrico e então completou-se o volume para 1 L, obtendo-se a solução padrão do coagulante Tanfloc SG (VAZ, 2009).

3.2.3. Solução padrão de Tanfloc SL (1%)

Dissolveu-se 10 g de Tanfloc SL em água destilada em um balão volumétrico e então completou-se o volume para 1 L, e assim obteve-se a solução padrão do coagulante Tanfloc SL (VAZ, 2009).

3.2.4. Solução padrão de *Moringa Oleífera* (2%)

Para a preparação da solução padrão de 2% de moringa oleífera Lam, utilizou-se um pilão, onde as sementes foram trituradas com o auxílio de um pistilo e posteriormente trituradas em um mixer (Walita). Após, utilizou-se uma peneira de 0,8mm, para homogeneizar a granulometria das partículas. Na sequência, foram pesados 20g do pó, que foram dissolvidos em um litro de água destilada (ARANTES, RIBEIROS, PATERNIANI, 2012).

3.3. DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS

A concentração do íon ferro foi determinada através do método colorimétrico com 1:10 Fenantrolina. Este método baseia-se na complexação do cátion Fe^{2+} com este composto, dando origem a um complexo colorido que é detectado através da medição da absorbância a 510 nm. Para a determinação do ferro total é realizada uma redução do cátion Fe^{2+} a Fe^{3+} através da adição de ácido ascórbico (ISO 6332:1988). A demanda bioquímica de oxigênio (DBO5) foi determinada de acordo com o protocolo OECD-301F utilizando um sistema OxiTop (respirometria manométrica), conforme descrito no Standard Methods (APHA, 2005). A demanda química de oxigênio (DQO) foi determinada pelo método colorimétrico de refluxo fechado conforme descrito no Standard Methods (APHA, 2005). Esta metodologia foi aferida em quintuplicatas analíticas utilizando uma solução padrão (Combicheck 20) com $750 \pm 75 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. O resultado médio obtido foi de $718 \pm 18,9 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. O carbono orgânico dissolvido (COD), o qual é uma subtração do carbono total dissolvido (CTD) do carbono inorgânico dissolvido (CID), bem como o nitrogênio total foram determinados utilizando um analisador de carbono orgânico total (Shimadzu, modelo TOC-VCPH). A cor foi determinada

utilizando o método descrito no Standard Methods (APHA, 2005) e expresso em unidades de cor (Pt-Co). Para medição da cor adotou-se uma diluição de 1:50. A turbidez foi determinada utilizando um turbidímetro (PoliControl, AP 2000 iR) e expressa em unidades de turbidez (NTU). O pH e a temperatura das soluções foi aferido utilizando um pHmetro/temperatura (HANNA, HI 3221). A condutividade foi determinada utilizando um condutivímetro (Digimed, DM-32). Os sólidos totais (ST), suspensos (SS), voláteis (SV) e fixos (SF) foram determinados utilizando métodos gravimétricos segundo o Standard Methods (APHA, 2005). Os sólidos sedimentáveis foram determinados conforme a norma NBR ABNT 10561/1988. A absorbância nos comprimentos de onda máxima absorção relativa aos compostos aromáticos simples (254 nm) e conjugados (228, 284 e 310 nm) foram avaliados utilizando um espectrofotômetro UV-Vis (Thermo-Scientific, Evolution 201). A concentração de polifenóis totais (mg ácido cafeico L⁻¹) foi determinada por espectroscopia a 765 nm utilizando o reagente Folin-Ciocalteu (Folin e Ciocalteu, 1927). Todas as amostras foram previamente centrifugadas a 3000 rpm durante 3 min (CELM, LS-3 Plus), exceto para as determinações dos sólidos, DQO e DBO₅.

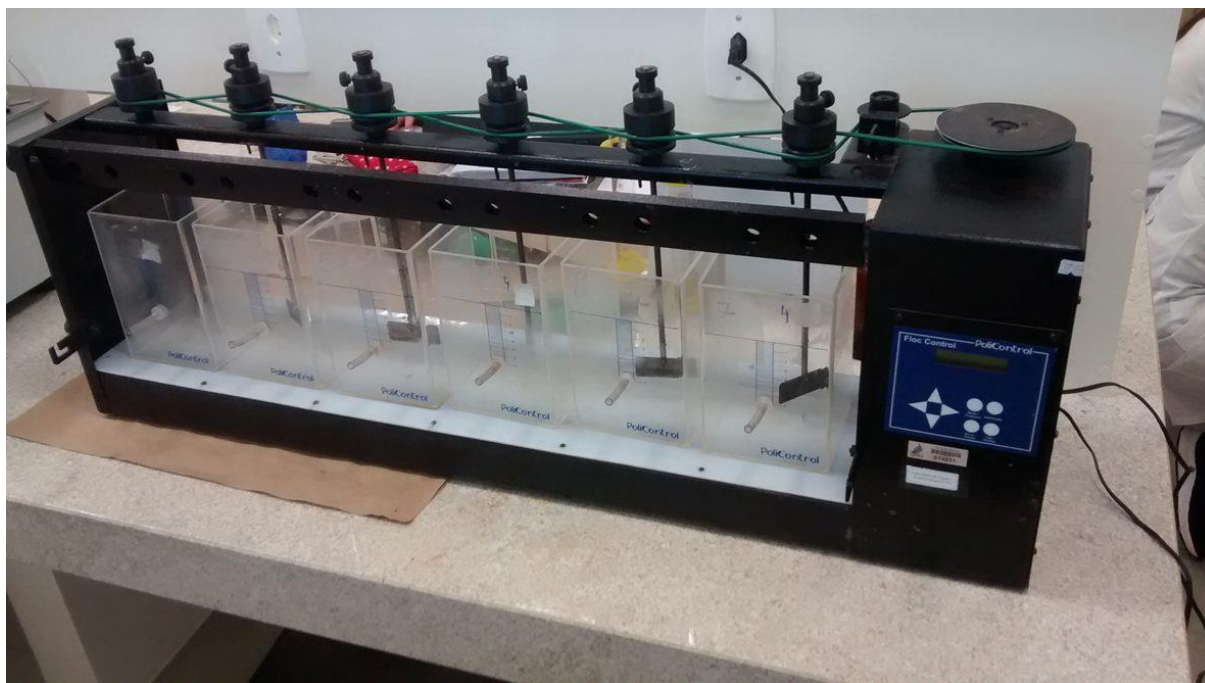
3.4. TESTE DE PRECIPITAÇÃO

Foram realizados testes de precipitação variando o pH inicial do efluente de 2,0 até 12,0. Para correção do pH foi utilizado hidróxido de sódio (NaOH - Vetec) em solução de 1M e ácido sulfúrico concentrado (H₂SO₄ – Vetec). As amostras do efluente foram dispostas em béqueres de 1 L onde o pH do efluente foi ajustado. Depois disso, as amostras com o pH ajustado foram colocadas em cones *imhoff* precipitando por uma hora, conforme estabelece a NBR ABNT 10561/1988. Este ensaio teve como finalidade identificar o pH em que ocorre a maior remoção de cor, turbidez e aromáticos com testes de precipitação.

3.5. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO

Foram realizados ensaios de coagulação/floculação num equipamento *Jar-Test* (Poli Control, FlocControl IV) para avaliar a eficiência de cada coagulante, como ilustrado na Figura 1.

Figura 1: Representação do equipamento de Jar-Test



Fonte: O autor.

Foram analisados um coagulante inorgânico (Sulfato de Alumínio) e três coagulantes orgânicos (*Moringa Oleífera*, Tanfloc SG e Tanfloc SL) no processo de coagulação/floculação. Os ensaios de coagulação/floculação foram realizados a fim de determinar a melhor faixa de dosagem de trabalho para cada coagulante estudado, bem como o pH ótimo de cada coagulante. A faixa de dosagem das concentrações dos coagulantes Sulfato de Alumínio, *Moringa Oleífera*, Tanfloc SG e Tanfloc SL, bem como a faixa de pH, as velocidades de mistura rápida (VMR) e lenta (VML) e os tempos de mistura rápida (TMR) e lenta (TML) para cada coagulante são apresentados na Tabela 2. Estes valores foram estabelecidos com base na literatura.

Tabela 2: Condições operacionais para cada coagulante testado.

Efluente avaliado	Tipo de coagulante	Condições operacionais	Referências
Lixiviado	Sulfato de alumínio	pH - 4 a 10	Bila <i>et al.</i> ,
	Concentrações:	VMR - 150 rpm	2005
	23 g.L ⁻¹	TMR - 5 minutos	AMOKRANE
		VML -15 rpm	<i>et. al</i> (1997)
Lixiviado	7,5 e 9,5 g.L ⁻¹	TML - 15 minutos	
	Tanfloc SG e Tanfloc SL	pH - 5 a 8	Yamagushi,
		VMR - 120 rpm	– 2012
	Concentrações: 2 a 12 g.L ⁻¹	TMR - 20 segundos	
Lixiviado		VML - 45 rpm	
		TML – 20 minutos	
	Moringa	pH - 6 a 8	Yamagushi,
		VMR - 120 rpm	2012
Lixiviado	Concentrações: 4 a 15 g.L ⁻¹	TMR - 20 segundos	
		VML -45 rpm	
		TML - 20 minutos	

Fonte: O autor.

Para os coagulantes Tanfloc SG e Tanfloc SL optou-se trabalhar na mesma faixa de dosagem pois ambos são oriundos do mesmo extrato vegetal. Em cada cuba do *Jar-Test* foram adicionados 1 L do LAS variando as concentrações de cada coagulante, conforme apresentado na Tabela 2. Os intervalos de tempo de sedimentação foram de 1 hora conforme a NBR 10561/1988. Foram coletadas cerca de 50 mL do sobrenadante e foram analisados os parâmetros: cor aparente (mg Pt-Co), compostos aromáticos (nm) e turbidez (NTU) em Espectrofotômetro Thermo-Scientific, Evolution 201 e Turbidímetro PoliControl, AP 2000 iR, respectivamente.

3.6. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

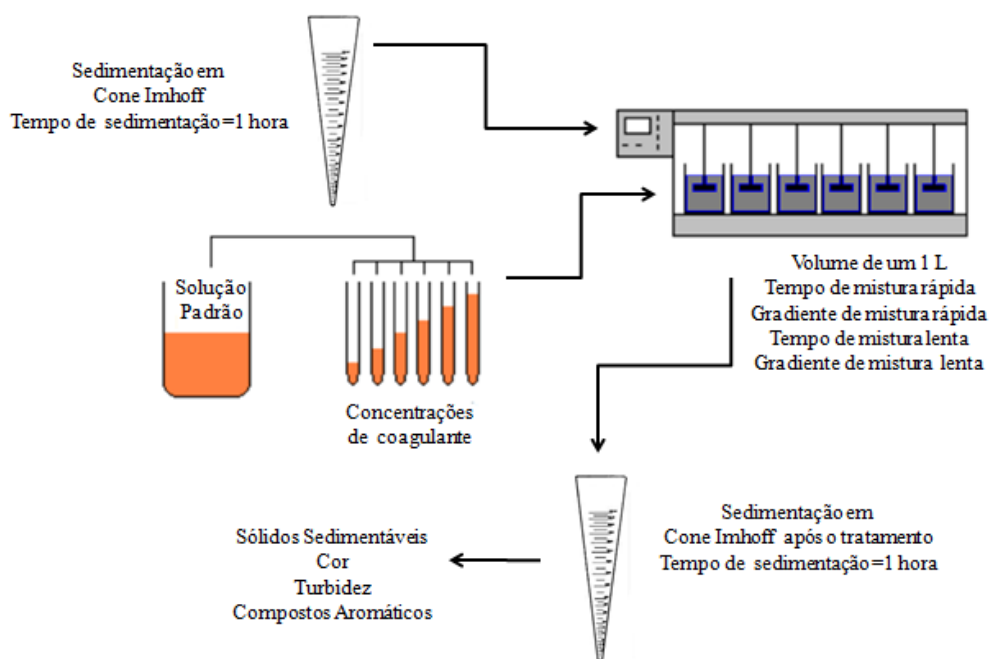
Inicialmente foram adicionados em cone *imhoff* um volume de 1L do LAS bruto, /após o período de uma hora, conforme a NBR ABNT 10561/1988 o lixiviado clarificado foi transferido para os jarros do *Jar-Test*. Quando necessário foi ajustado o pH inicial do lixiviado, utilizando H_2SO_4 e $NaOH$.

Posteriormente foi acionado o *Jar-Test* com um Gradiente de Velocidade Rápido (GVR), seguido da adição dos coagulantes no Tempo de Mistura Rápida (TMR), posteriormente foi alterado o gradiente de velocidade para o Gradiente de Velocidade Lenta (GVL) no Tempo de Mistura Lenta (TML).

Após os experimentos, o lixiviado tratado foi transferido para cone *Imhoff*, novamente, onde permaneceu por uma hora conforme a NBR 10561; após isso foi submetido às análises de cor aparente, turbidez, compostos aromáticos e sólidos sedimentáveis.

Depois desse primeiro experimento foi feita uma análise dos dados, onde foi determinada a melhor dosagem de coagulante. Com a dosagem de coagulante ótima fixada, foi realizada a variação do pH da solução, correspondente a faixa encontrada na literatura como mais indicada para cada coagulante, encontrando assim, a melhor dosagem de coagulante no melhor pH.

Figura 2: Etapas experimentais.



Fonte: O autor.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesta seção serão apresentados e discutidos os dados obtidos para os ensaios realizados utilizando a coagulação/floculação, aplicados para a remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos do LAS. Inicialmente será apresentada a caracterização do LAS bruto. Posteriormente será apresentado os resultados do teste de pH, que visam encontrar a faixa de pH onde há maior remoção de cor, compostos aromáticos e turbidez. Após isso, apresenta-se os resultados do experimento com o *Jar-Test*, com os diferentes coagulantes.

4.1. CARACTERIZAÇÃO DO LAS.

O chorume, oriundo do processo de decomposição do material orgânico, é percolado e lixiviado até os drenos que o conduzem para um sistema de tratamento de efluentes baseado na nano-filtração e osmose reversa. Este LAS bruto (sem tratamento) é caracterizado por apresentar elevada coloração (preto/castanha) e turbidez baixa, bem como elevado teor orgânico expresso em elevados valores de demanda química e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO₅), carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total. Além disto, a fração dos componentes orgânicos biologicamente oxidáveis comumente é baixa ($DBO_5/DQO < 0,4$ = não biodegradável). Estas características possivelmente são originárias da quebra de moléculas de substâncias húmicas, dos próprios microrganismos e seus metabólitos, bem como hidrocarbonetos aromáticos, os quais são representados pela elevada absorbância nos comprimentos de onda relativos (228, 254, 284 e 310 nm). Além disto, uma fração de material inorgânico lhe confere um pH levemente alcalino, alta condutividade e dureza.

A caracterização do LAS foi realizada conforme o item 3.3. Fazendo-se o uso das metodologias específicas obtiveram-se os resultados expostos na Tabela 3.

Estas características justificam a necessidade de tratamento do LAS antes de qualquer outra forma de despejo em corpos hídricos ou sua disposição nos solos. Com isto, a empresa responsável pelo tratamento deste efluente optou na utilização do processo de separação por nano-filtração e osmose reversa. Porém, o gasto com as membranas é elevado, pois o efluente apresenta elevada concentração de sólidos, acarretando no entupimento das membranas, assim o efluente escolhido para o presente trabalho é o LAS bruto do Aterro Sanitário de Giruá – RS, a fim de propor um processo de pré-tratamento para este LAS.

Tabela 3: Caracterização do lixiviado

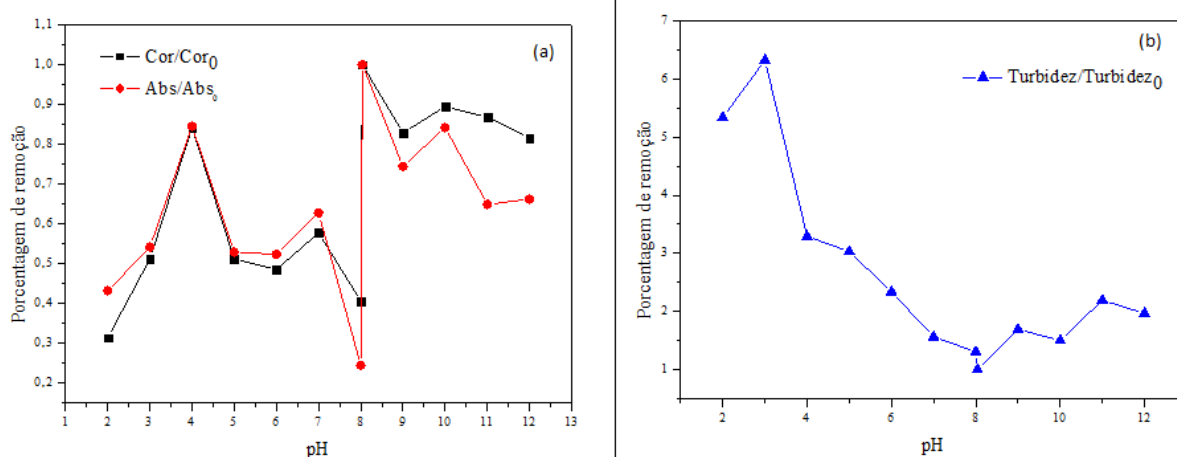
Parâmetros	Unidades	Valor
Ph	Escala Sörensen	8,04
Temperatura	°C	20,8
Cor aparente (dil. 1:50) (Cor ₀)	mg Pt-Co L ⁻¹	302,59
Turbidez (Turbidez ₀)	NTU	62
Polifenóis totais	mg ácido cafeico L ⁻¹	197
Absorvância em 254 nm (Abs ₀)	-	0,983
Sólidos Totais (ST)	g L ⁻¹	5
Sólidos Suspensos (SS)	mg L ⁻¹	433
Sólidos Voláteis (SV)	mg L ⁻¹	397
Sólidos Fixos (SF)	mg L ⁻¹	115
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg O ₂ L ⁻¹	2350
Demanda Biológica de Oxigênio (DBO ₅)	mg O ₂ L ⁻¹	420
DBO ₅ /DQO	-	0,18
Carbono Total Dissolvido (CTD)	mg C L ⁻¹	933
Carbono Inorgânico Dissolvido (CID)	mg C L ⁻¹	159
Carbono Orgânico Dissolvido (COD)	mg C L ⁻¹	774
Compostos Aromáticos	-	1,466
Nitrogênio Total Dissolvido (NTD)	mg N L ⁻¹	427
Ferro dissolvido	mg Fe L ⁻¹	9,2

Fonte: O autor

4.2. TESTE DE PH

O objetivo do teste de pH é verificar em qual pH da solução ocorre a maior remoção da turbidez, cor e dos compostos aromáticos (absorvância em 254 nm), sem adição de coagulantes. Para isso foram utilizados os reagentes: o hidróxido de sódio (NaOH) e o ácido sulfúrico (H₂SO₄) para correção do pH requerido variando de 2,0 até 12,0, incluindo o pH inicial do lixiviado (8,04). Os resultados são apresentados na Figura 3.

Figura 3: Porcentagens de remoção de: (a) Cor e Compostos Aromáticos e; (b) Turbidez com a variação do pH de 2,0 até 12,0, incluindo o pH bruto (8,04)



Fonte: O autor

Na Figura 3-(a) estão representados a redução de cor ($\approx 70\%$) e uma diminuição de compostos aromáticos ($\approx 60\%$) na etapa de acidificação ($\text{pH}=2,0$), onde observou-se maior formação de espuma e lodo que pode ser associada a precipitação de compostos húmicos. Segundo Silva *et al.* (2013) a precipitação de ácidos húmicos durante o processo de acidificação em conjunto com um tempo que não é suficiente para degradá-los, tem como resultado a redissolução destes compostos no efluente, quando ele se torna estável novamente. Porém a segunda melhor remoção de cor ocorreu em $\text{pH } 8,0$, o qual fica mais próximo do pH natural do lixiviado.

O elevado aumento da turbidez nos pH s mais ácidos pode ser explicado pelo processo de acidificação, no qual os sólidos dissolvidos, indicadores de cor verdadeira, precipitam e aparecem na forma de turbidez (QUARTAROLI *et al.* 2014).

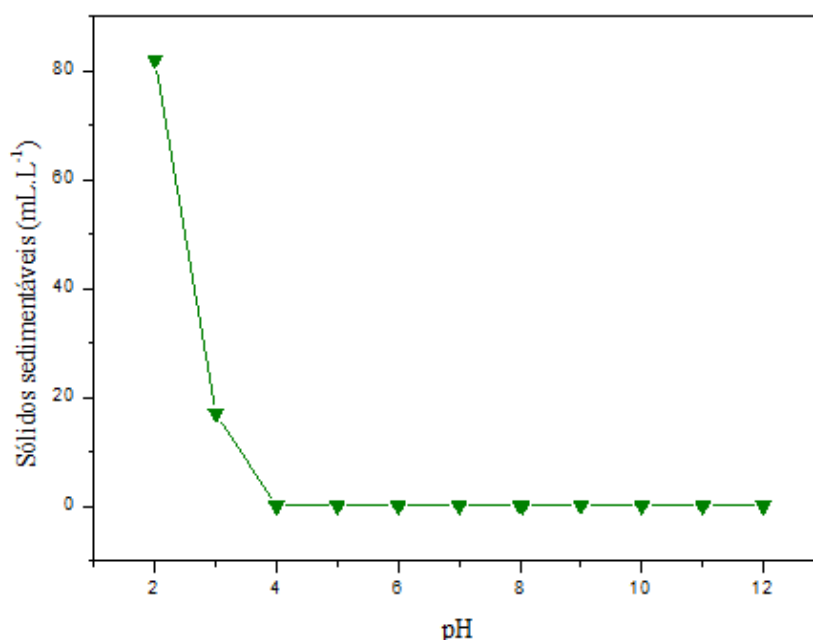
Na Figura 3-(b) verifica-se que não houve remoção de turbidez, mas sim um aumento significativo da mesma, onde o menor aumento encontra-se em $\text{pH } 8,0$. E o aumento acentuado da turbidez, em pH ácido, possivelmente pode ter ocorrido em função das precipitações químicas que ocorrem no meio, pois, o LAS é composto por ácidos fúlvicos que são solúveis em qualquer condição de pH , ácidos húmicos que são solúveis em pH abaixo de 2 e a humina que não é solúvel em qualquer pH . A partir dessas oxidações acabam se formando sólidos em suspensão, o que conferem turbidez à água. (APHA, AWWA, WEF, 1998; DI BERNARDO E DANTAS, 2005)

Aziz *et al.* (2007) realizaram um experimento semelhante, onde estudaram a influência do pH entre 2,0 e 14,0 na remoção de cor com e sem coagulante. E se observou que nos extremos, tanto em pH ácido como também em pH básico a cor escura do lixiviado

tornou-se um marrom fraco, reduzindo a cor do efluente. Ainda, conforme observado por Amaral (2009), aparentemente parte da matéria orgânica do LAS é composta por substâncias húmicas que precipitam em pH menores que 2,0 e maiores que 12,0.

Outro parâmetro a ser comparado é o de sólidos sedimentáveis, no qual pode-se observar na Figura 4 o aumento de sólidos sedimentáveis nos pH 2,0 e 3,0, demonstrando o resultado das reações de oxidação em pH ácido.

Figura 4: Relação de sólidos sedimentáveis em diferentes pH da solução.



Fonte: O autor

Comparando a Figuras 3 com a Figura 4, verifica-se que nos pontos onde houve maior concentração de sólidos sedimentáveis (pHs 2,0 e 3,0), foram os pontos onde ocorreram grandes aumentos na turbidez.

Assim, optou-se por prosseguir o experimento em pH 8,0, mesmo que no parâmetro cor o melhor resultado encontra-se em pH 2,0, a justificativa para isso é que em pH da solução 2,0 houve um acréscimo de apenas 10% na redução da cor em comparação com pH da solução 8,0, tornando-se mais viável economicamente, em termos de gastos com reagentes, para ajuste do pH da solução.

4.3. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO

Após uma hora de sedimentação foram medidos os valores de turbidez, cor e compostos aromáticos nas amostras tratadas, conforme especificado na NBR ABNT

10561/1988. Os resultados obtidos para cada coagulante nos ensaios de coagulação/floculação são apresentados a seguir:

4.3.1. Sulfato de Alumínio

O sulfato de alumínio é utilizado há mais de 100 anos em todo o mundo e em diferentes conceitos de sistema de tratamento, visando à remoção de materiais particulados, coloidais e substâncias orgânicas via coagulação química. (CORAL, BERGAMASCO & BASSETTI, 2009).

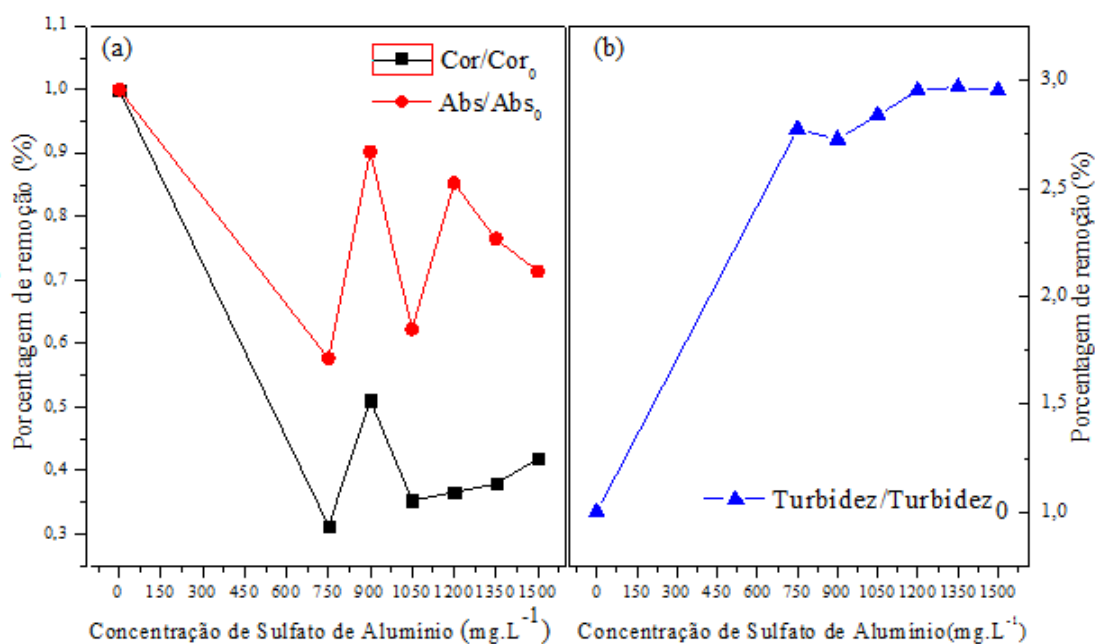
Da Silva *et al.* (2001) avaliaram diferentes coagulantes como alternativa de tratamento físico-químico para remoção de cor e turbidez em efluentes bruto e tratado de uma estação de tratamento de esgoto, obtendo-se uma remoção de 63% de cor, utilizando sulfato de alumínio na concentração de 120 mg/L no tratamento de esgoto bruto e 27% de redução de cor para o esgoto tratado nas mesmas condições, em tempo de sedimentação de 3 horas. No presente trabalho também foi observado uma boa redução de cor aparente ($\approx 75\%$) com a dosagem de 750 mg.L⁻¹. Conforme pode ser visto na Figura 5.

Houve uma boa remoção dos compostos aromáticos também, reduzindo cerca de ($\approx 49\%$). A absorbância em 254 nm determina a quantidade de matéria orgânica recalcitrante no efluente, principalmente as moléculas de ácidos húmicos, que são de difícil degradação (ROSALEM, 2007).

Na Figura 5 são demonstrados os perfis de remoção de cor, compostos aromáticos e turbidez com a variação da dosagem do coagulante.

Porém, na Figura 5 – (b) observa-se que houve o aumento da turbidez em todas as dosagens estudadas, conforme descrito por Pivelli (2006) quando a água possui elevada coloração e baixa turbidez, a coagulação é dificultada em função da grande diferença entre o valor da turbidez e da cor, isso faz com que falem partículas maiores (responsáveis pela turbidez) impossibilitando a formação de flocos grandes e pesados o suficiente para decantar, os flocos formados são pequenos e possuem baixa velocidade de sedimentação, ocasionando assim, sólidos suspensos no lixiviado, o que confere turbidez ao mesmo.

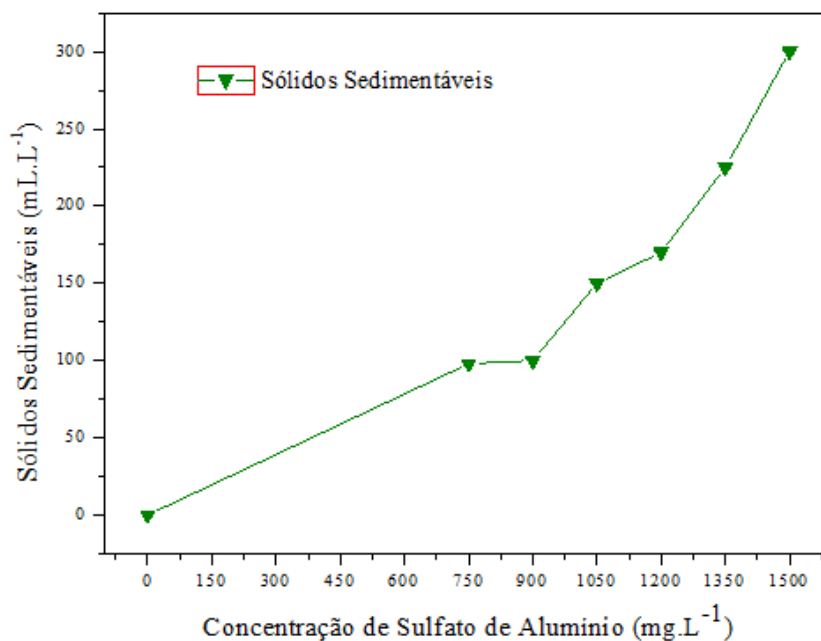
Figura 5: Perfis de redução de cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante sulfato de alumínio empregado nas dosagens de: 750; 900 1050; 1200; 1350 e 1500 mg L⁻¹.



Fonte: O autor

Quando maior a dosagem de coagulante, maior o volume de sólidos sedimentáveis, conforme pode ser observado na figura 6. Nas maiores concentrações de sulfato de alumínio também ocorrem os mais acentuados aumentos da turbidez. Esse aumento súbito da turbidez pode estar ligado ao já mencionado fato, haver poucas partículas de turbidez, para muitas partículas de coagulante, assim, as partículas de coagulante não conseguem formar flocos pesados o bastante para sedimentar e ficam em suspensão, resultando no aumento da turbidez do efluente tratado e aumentando os sólidos sedimentáveis.

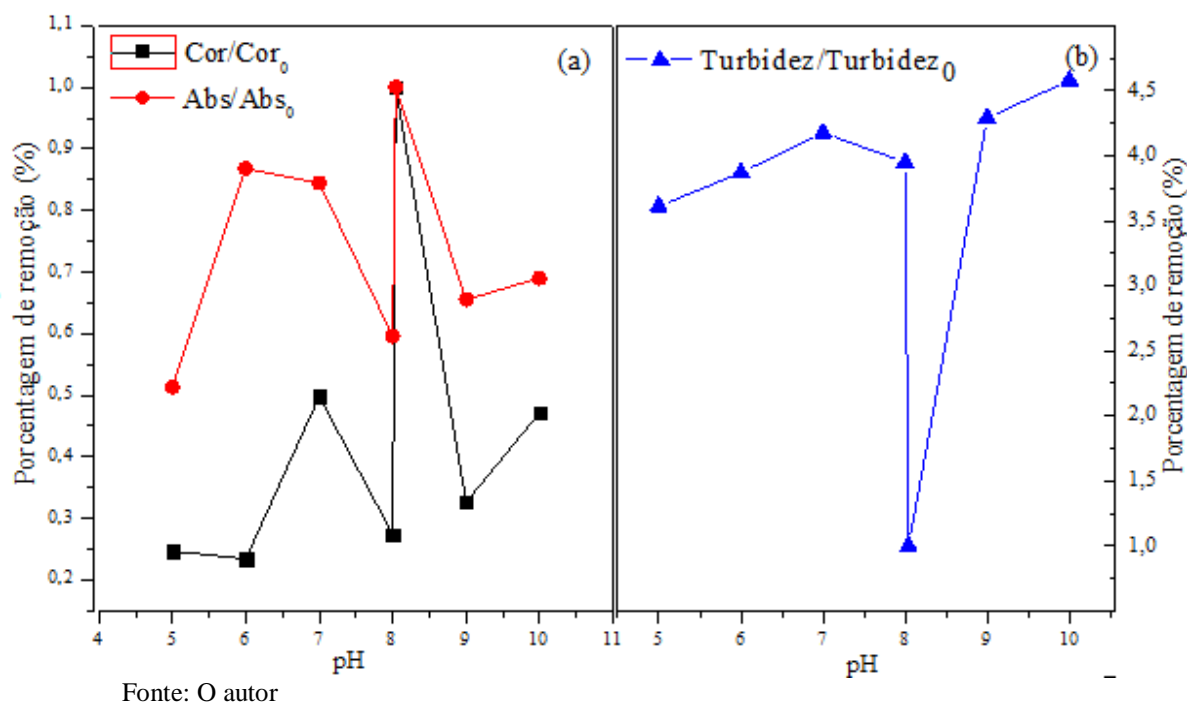
Figura 6: Sólidos sedimentáveis das concentrações de: 750; 900 1050; 1200; 1350 e 1500 mg L⁻¹ de Sulfato de Alumínio.



Fonte: O autor

Após a variação das concentrações de Sulfato de Alumínio, verificou-se que os melhores resultados para cor aparente e compostos aromáticos encontram-se na dosagem de 750 mg L⁻¹, sendo essa escolhida para a variação de pH dentro da faixa de pH ótimo do coagulante sulfato de alumínio, conforme ilustra a Figura 7.

Figura 7: Perfis de remoção dos parâmetros cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante sulfato de Alumínio em concentração de 750 mg L^{-1} , variando o pH de 5,0 a 10,0, incluindo o pH bruto (8,04).

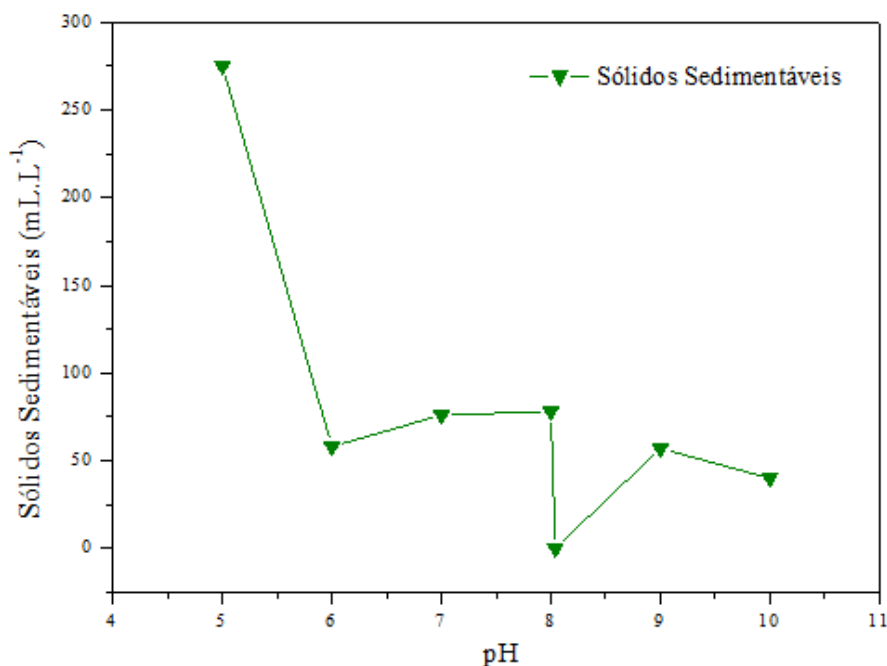


Na Figura 7-(a), verifica-se a redução da cor ($\approx 80\%$) e pequena redução de compostos aromáticos ($\approx 15\%$) em pH 6,0, porém em pH 5,0 obteve-se uma remoção de ($\approx 75\%$) de cor, e uma boa remoção de compostos aromáticos ($\approx 50\%$), assim, as melhores condições de coagulação na faixa estudada são na concentração de 750 mg L^{-1} e em pH da solução 5,0.

Conforme, Amaral (2009), as melhores eficiências para remoção de cor foram obtidas para dosagens superiores a 400 mg L^{-1} para os valores de pH compreendidos entre 5,0 e 6,0. Pois é a faixa de trabalho do coagulante sulfato de alumínio.

Na figura 7-(b), observa-se que a turbidez sofreu um aumento em todas as dosagens. O aumento menos acentuado ocorreu em pH 5,0, possivelmente isto pode estar ligado às reações de oxidação que ocorrem em pH ácido o que pode ter contribuído para a redução na cor e no aumento dos sólidos sedimentáveis conforme apresentado a Figura 8.

Figura 8: Relação dos sólidos sedimentáveis na dosagem 750 mg L^{-1} em diferentes pHs da solução de 5,0 a 10,0; incluindo o pH bruto (8,04).



Fonte: O autor.

Na figura 8 observa-se o aumento dos sólidos sedimentáveis em pH 5,0 da solução, fato que indica a precipitação de substâncias húmicas em pH ácido.

Desse modo, pode-se dizer que as melhores condições operacionais para o Sulfato de Alumínio foram: com concentração de 750 mg L^{-1} em pH 5 da solução reduzindo cerca de 75 % de cor e 49 % dos compostos aromáticos.

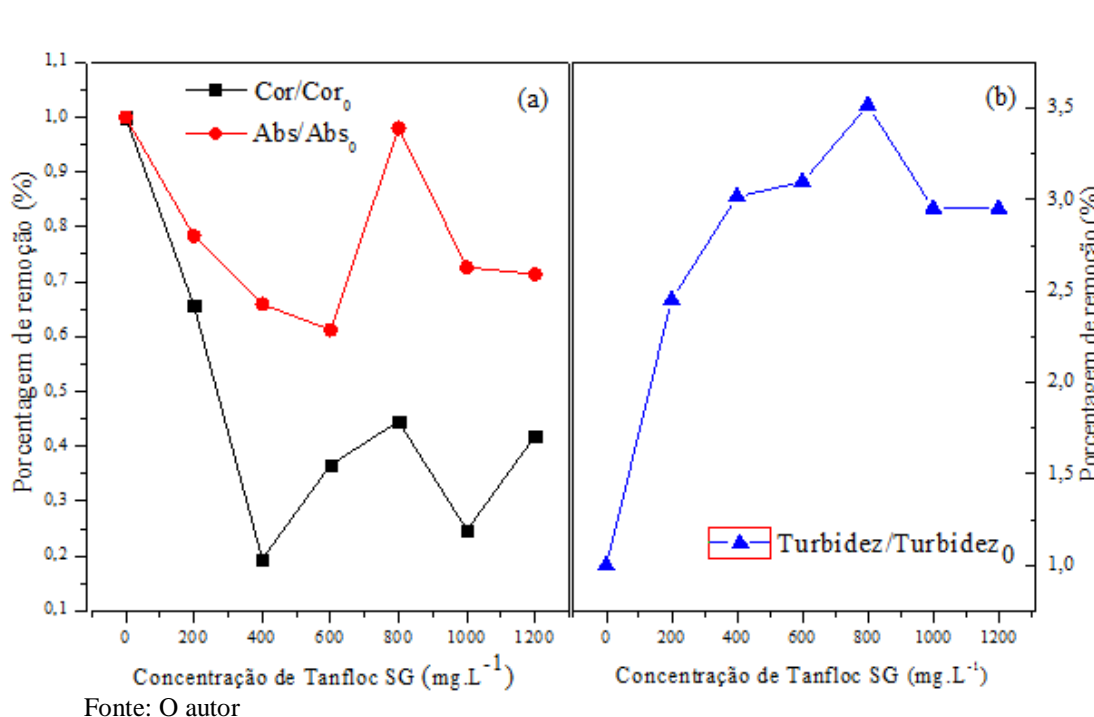
4.3.2. Tanfloc SG

Vários estudos vêm sendo realizados comparando o Tanfloc SG com coagulantes como Sulfato de alumínio e Cloreto Férrico, uma vez que o Tanfloc SG tem eficiência maior, pois o floco formado pela adição do Tanfloc SG tem forma irregular, consequentemente, possui área de contato maior, assim consegue clarificar o efluente mais facilmente. (PIANTÁ, 2008)

Vaz *et. al.* (2009), que estudaram a eficiência de diferentes agentes coagulantes no processo de coagulação/floculação no tratamento de efluente de uma indústria de galvanoplastia, observando-se para o coagulante Tanfloc SG uma redução de cor de 95,90% com a mesma dosagem do coagulante de Tanfloc SG do presente estudo. Na Figura 9 estão ilustrados os resultados para a variação de concentração da dosagem de Tanfloc SG. Na

Figura 9-(a) observa-se que a melhor porcentagem de remoção da cor (≈ 80) ocorreu na dosagem de 400 mg L^{-1} .

Figura 9: Perfis de redução de cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante Tanfloc SG empregado nas dosagens de: 200, 400, 600, 800, 1000, 1200 mg L^{-1} .



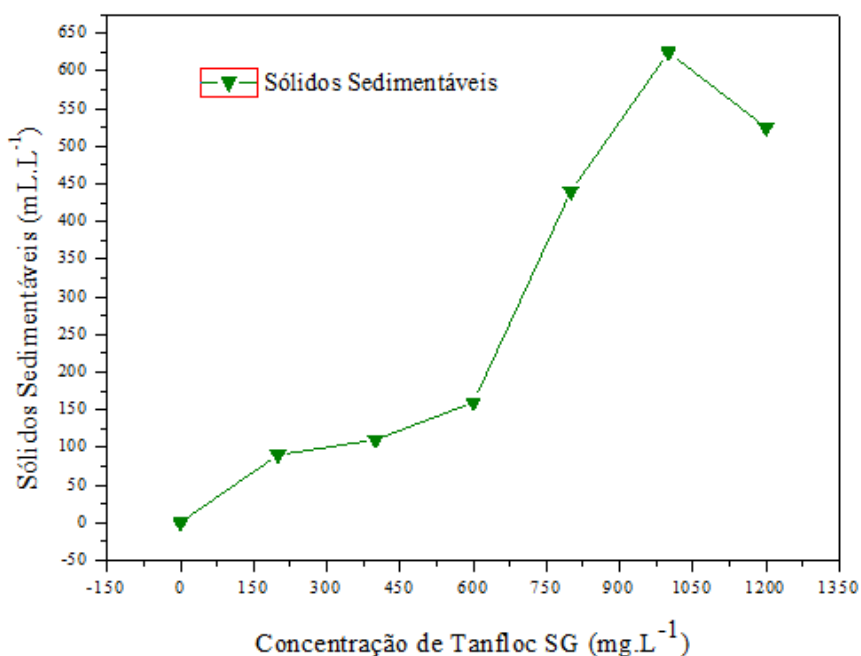
Ainda na Figura 9-(a) verifica-se, ainda, os resultados para os ensaios da absorbância em 254nm. Onde encontrou-se o melhor resultado na concentração 600 mg L^{-1} . A remoção para essa concentração foi de 60%.

Na Figura 9-(b), verifica-se que a turbidez para todas as dosagens aumentou consideravelmente. Conforme, observado por Di Bernardo (1983), o valor elevado de cor em relação ao baixo valor da turbidez significa excesso de substâncias húmicas no efluente, então, as partículas de turbidez são recobertas por compostos orgânicos e ácidos húmicos e fúlvicos que estão livres na solução, assim, quando o coagulante é adicionado, reage com os compostos orgânicos, reduzindo os compostos aromáticos e formando partículas que precipitam. Em seguida, os polímeros adicionais atacam as partículas de turbidez e de compostos orgânicos coloidais. Os flocos formados possuem baixo peso molecular e são de difícil decantação, resultando em mais partículas em solução, fazendo com que a turbidez aumente.

Na Figura 10 estão demonstrados os resultados para os sólidos sedimentáveis na variação da dosagem do coagulante Tanfloc SG. Esse fato pode ter ocorrido devido ao

mecanismo de varredura pode-se dizer que o maior volume de sólidos sedimentáveis, ocorreu nas maiores dosagens de coagulante, então, verifica-se ainda, que nas maiores dosagens de coagulante, estão os maiores valores de turbidez e os maiores volumes de sólidos sedimentáveis. Porém, conforme descrito acima, são flocos leves que necessitam de mais tempo para decantar totalmente.

Figura 10: Perfis de redução de cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante Tanfloc SG empregado nas dosagens de: 200, 400, 600, 800, 1000, 1200 mg L⁻¹.

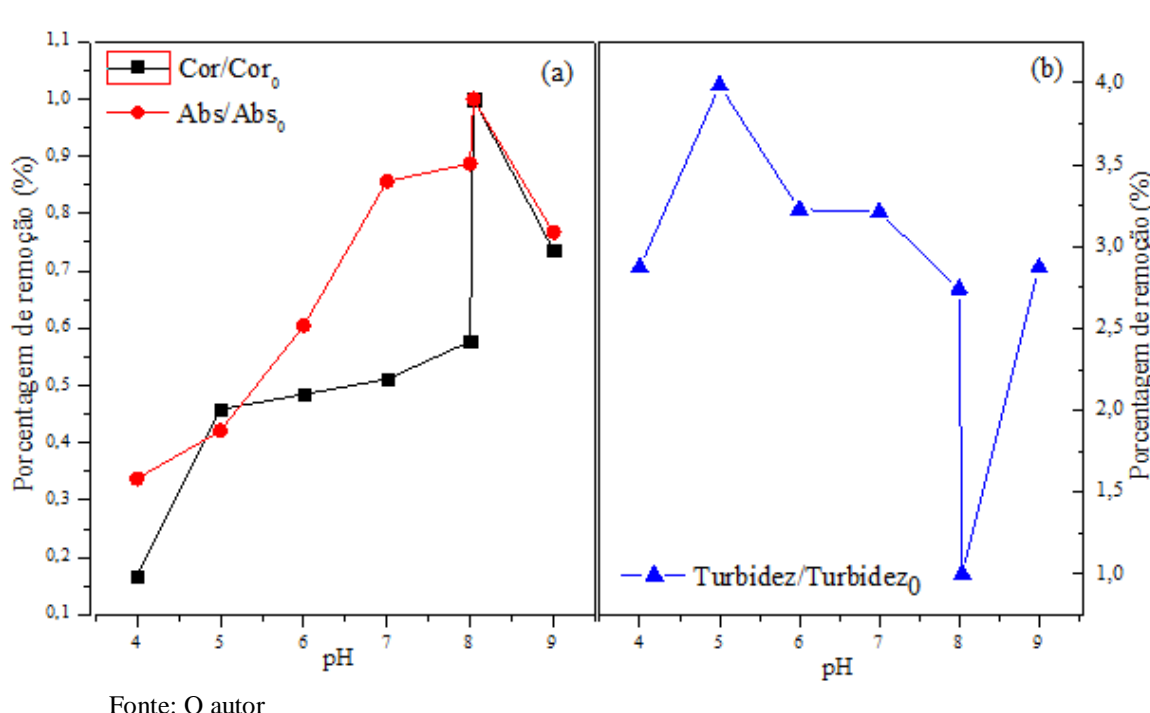


Fonte: O autor

Após avaliar os resultados da variação da concentração, foi tomado como melhor resultado a dosagem de 400 mg L⁻¹, pois obteve uma alta taxa de redução de cor (≈ 80) e uma boa remoção dos compostos aromáticos ($\approx 60\%$). Sendo assim, utilizou-se a dosagem de 400 mg L⁻¹ na variação do pH, dentro da faixa ótima de funcionamento do Tanfloc SG, conforme pode verificar-se na figura 11.

Na Figura 11 são observados os resultados de remoção de cor, compostos aromáticos e turbidez para a variação da solução do pH de 4,0 até 9,0, incluindo o pH bruto do LAS (8,04).

Figura 11: Perfis de remoção da cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante Tanfloc SG em concentração de 400 mg L⁻¹, variando o pH de 4,0 a 9,0, incluindo o pH bruto do LAS (8,04).

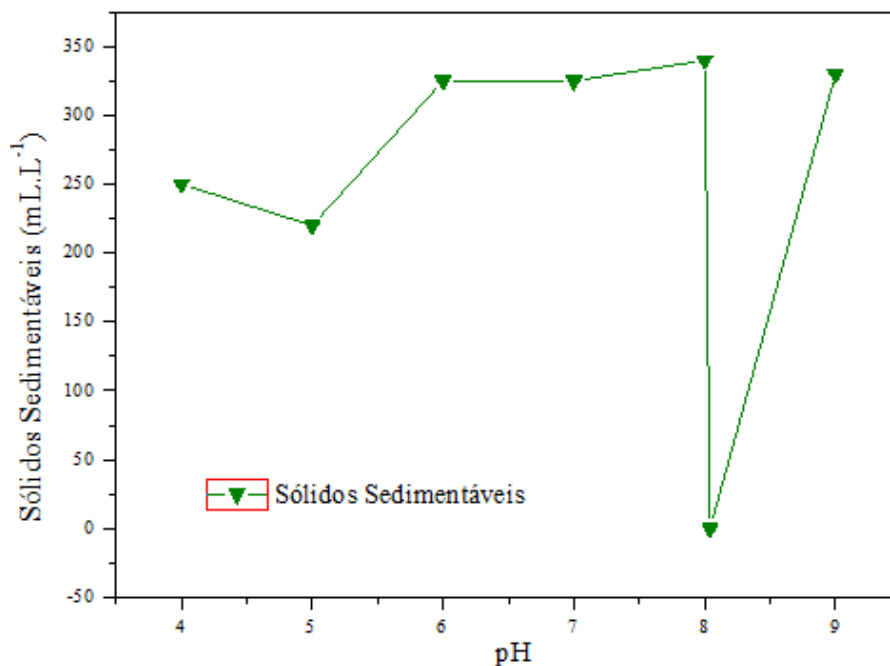


Na figura 11–(a), verifica-se que a melhor remoção de cor e compostos aromáticos ocorre em pH da solução 4,0 com a dosagem de 400 mg L⁻¹ de Tanfloc SG, atingindo uma redução de, aproximadamente 85% da cor aparente do lixiviado e uma diminuição de, aproximadamente, 66% dos compostos aromáticos. As reações de oxidação que ocorrem em meio ácido e o fato de o pH 4,0 ser o pH de trabalho do Tanfloc SG, podem estar ligados à remoção de compostos aromáticos e da cor. Pois como explicado anteriormente, a cor do lixiviado se deve a substâncias húmicas, que reagem, em pH ácido e, também, são as primeiras a reagirem com o coagulante. (DI BERNARDO, 1983)

Na Figura 11–(b) verifica-se que a turbidez aumentou notavelmente em todos os pontos. Provavelmente, pelo fato de as partículas de coagulante reagirem com as substâncias húmicas e com os compostos aromáticos, não restando partículas suficientes para desestabilizar as partículas de turbidez, fazendo com que as substâncias húmicas e os compostos aromáticos precipitem, porém não decantem rapidamente, ficando em suspensão, aumentando a turbidez do efluente tratado.

Na Figura 12 são ilustrados os resultados da variação da solução do pH de e 4,0 até 9,0 incluindo pH bruto do LAS (8,04) com a concentração de 400 mg L⁻¹ de Tanfloc SG. Observa-se um grande volume de sólidos sedimentáveis em pH da solução 5,0, que corresponde também à faixa de pH em que ocorreu os mais pronunciados valores de turbidez.

Figura 12: Relação dos sólidos sedimentáveis na dosagem 400 mg L⁻¹ em diferentes pHs da solução de 4,0 a 9,0, incluindo o pH bruto do LAS (8,04).



Fonte: O autor.

Portanto, o elevado volume de sólidos sedimentáveis pode estar associado ao aumento da turbidez, podendo ser justificado pelo fator de não formar flocos pesados o suficiente para decantar rapidamente, no intervalo de tempo de uma hora, utilizado nesse ensaio de coagulação.

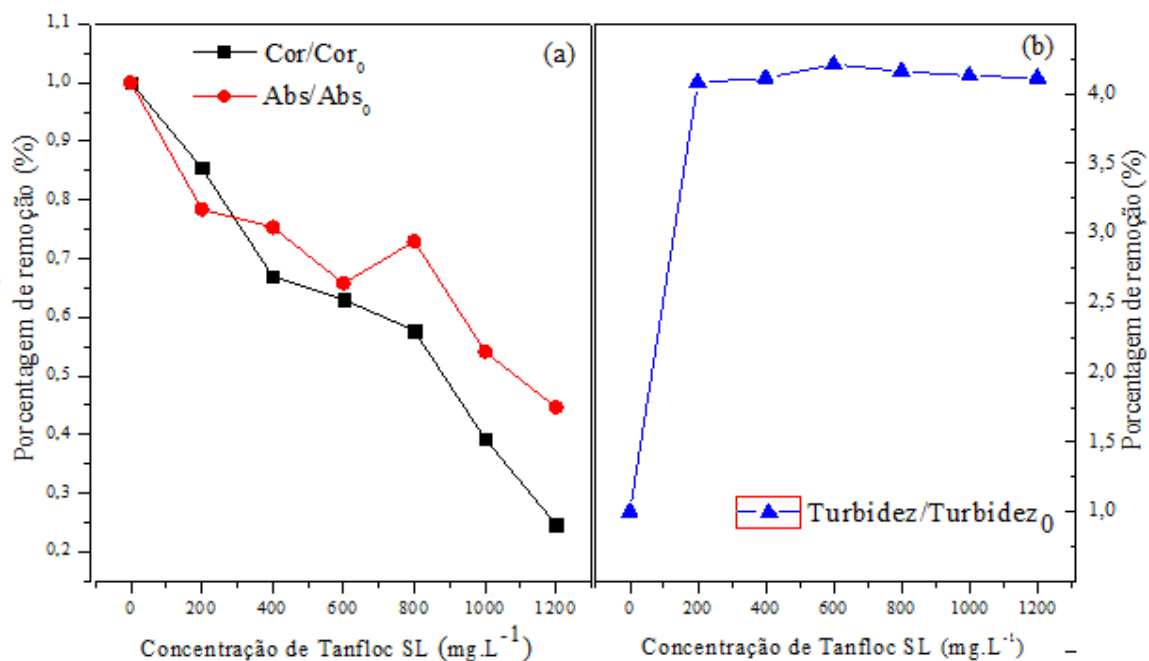
Assim, as melhores condições operacionais para o Tanfloc SG são na concentração de 400 mg L⁻¹ em pH 4, obtendo a redução de 83% da cor e 66% na redução de compostos aromáticos.

4.3.3. Tanfloc SL

O Tanfloc SL é um polímero orgânico catiônico de baixo peso molecular. Vários estudos envolvendo este coagulante vem sendo desenvolvidos buscando comparar a aplicabilidade deste com coagulantes inorgânicos. Nepomuceno (2016), comparou a eficiência de coagulantes inorgânicos: sulfato de alumínio e o cloreto férrico com coagulante orgânicos: Tanfloc SL e o Tanfloc SG no tratamento de água, onde o Tanfloc SL, obteve o melhor resultado na redução de cor aparente ($\approx 76\%$). O autor acrescenta ainda que o coagulante apresenta desempenho similar e muitas vezes superior à remoção proporcionada pelos sais de ferro e alumínio.

Na figura 13 estão demonstrados os resultados para a variação da dosagem do Tanfloc SL. Na Figura 13 – (a) observa-se que os melhores resultados ocorrem empregando-se a dosagem de 1200 mg L⁻¹ de Tanfloc SL removendo cerca de 86% da cor aparente e cerca de 66% dos compostos aromáticos.

Figura 13: Perfis de redução de cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante Tanfloc SL empregado nas dosagens de: 200, 400, 600, 800, 1000, 1200 mg L⁻¹.

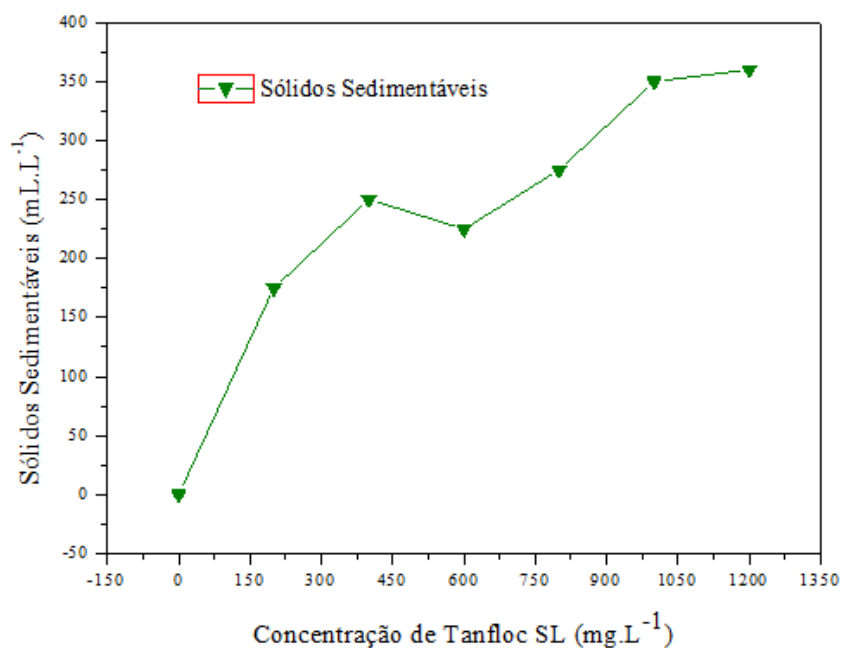


Fonte: O autor.

A redução da cor aparente e dos compostos aromáticos, possivelmente, tem ligação com o aumento da turbidez em todas as dosagens estudadas. A cor deve-se principalmente, a presença de substâncias húmicas e compostos aromáticos no lixiviado. Estes compostos aromáticos recobrem as partículas de turbidez em efluentes que possuem elevado valor de cor e baixo valor de turbidez, assim como o lixiviado tratado no presente estudo. Então, quando o polímero catiônico é adicionado, ele reage, primeiramente, com essas partículas húmicas, reduzindo a cor e os compostos aromáticos, formando flocos com baixo peso molecular, que não decantam rapidamente. Sendo assim, os flocos formados ficam em suspensão. Conferindo o aumento da turbidez ao efluente tratado (DI BERNARDO, 1983; PIVELLI, 2006).

A Figura 14 ilustra o resultado dos sólidos sedimentáveis para a variação da concentração do coagulante Tanfloc SL. Verifica-se a formação de um grande volume de sólidos sedimentáveis, assim como o aumento da turbidez, esse fato pode ser justificado pela formação de flocos leves que ficam em suspensão por mais tempo, conferindo maior turbidez ao efluente tratado.

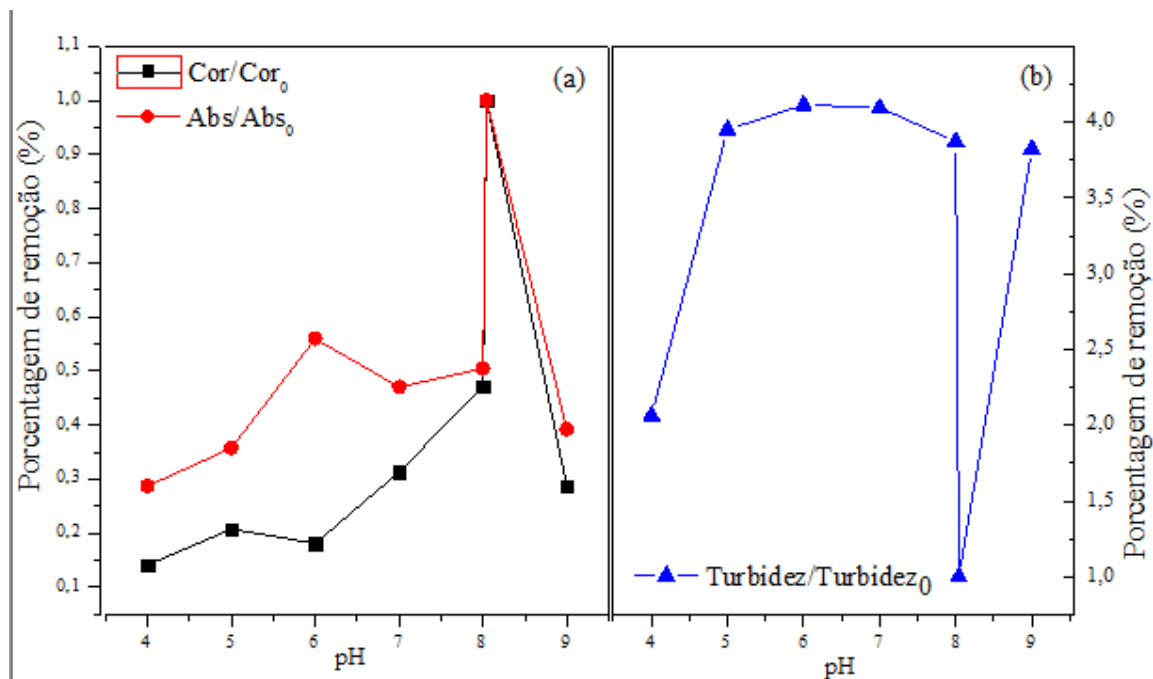
Figura 14: Relação de sólidos sedimentáveis das concentrações de: 200, 400, 600, 800, 1000, 1200 mg L⁻¹ de Tanfloc SL



Fonte: O autor.

Portanto, verificou-se que os melhores resultados para redução de cor e compostos aromáticos com a variação da dosagem do coagulante encontra-se na dosagem de 1200 mg L⁻¹. Sendo essa a dosagem escolhida para a variação do pH da solução de 4,0 a 9,0, incluído o pH bruto do LAS, cujos resultados são apresentados na Figura 15.

Figura 15: Perfis de remoção da cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante Tanfloc SL em concentração de 1200 mg L⁻¹, variando o pH de 4,0 a 9,0.



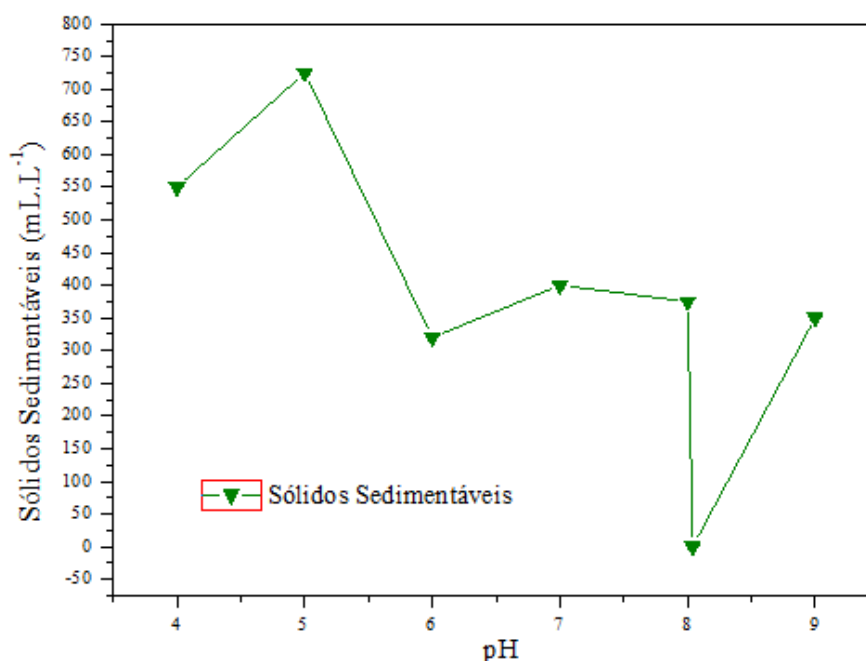
Fonte: O autor.

Na Figura 15 - (a), verifica-se que a melhor remoção de cor e aromáticos para as condições estudadas ocorreram em pH 4, com a concentração de 1200 mg L⁻¹ de Tanfloc SL onde a redução da cor manteve-se em 86% e para os compostos aromáticos obteve-se uma redução ainda maior, cerca de 71%.

Ainda, na Figura 15 - (a) verifica-se que quanto mais elevado o pH da solução menor é a remoção de cor. O mesmo comportamento é observado na figura 16, uma vez que a medida que o pH aumenta o volume de sólidos sedimentáveis diminui, ou seja, a produção de sólidos sedimentáveis está relacionada com a redução de cor.

Na Figura 15 - (b), observa-se que para todas as concentrações do Tanfloc SL a turbidez aumentou. Porém em pH da solução 4,0, houve um aumento menos acentuado, pois em pH ácido podem ocorrer reações com as substâncias húmicas e compostos aromáticos, conforme já foi discutido. Removendo a cobertura destas partículas para com as partículas de turbidez. Fazendo com que mais partículas de coagulante consigam reagir com algumas partículas de turbidez. Porém, essas reações de oxidação formam precipitados de baixo peso molecular, que não decantam com facilidade.

Figura 16: Relação dos sólidos sedimentáveis na dosagem 1200 mg L⁻¹ de Tanfloc SL em diferentes pHs da solução de 4,0 a 9,0, incluindo o pH bruto do LAS (8,04).



Fonte: O autor.

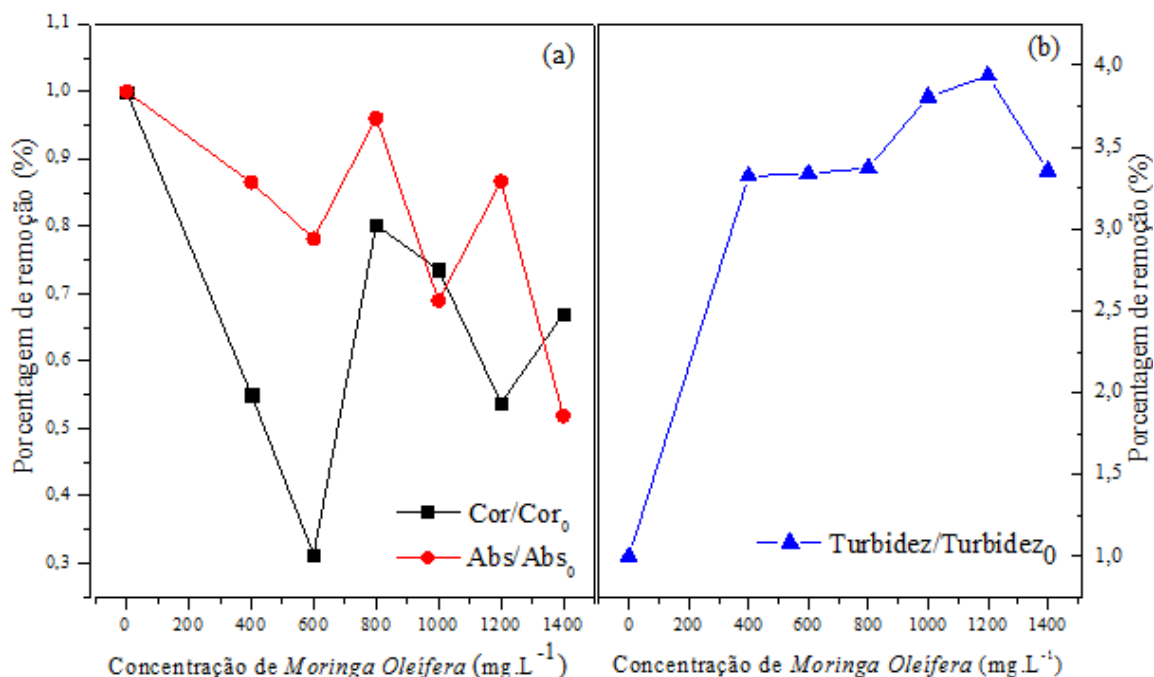
4.3.4. *Moringa Oleífera*

A *Moringa Oleífera* constitui uma alternativa de alta importância ao tratamento de águas, pois purifica a água a um custo menor que do tratamento químico convencional. (SILVA, 2005).

Além disso, a *Moringa Oleífera*, também vem sendo estudada para o tratamento de efluentes. Conforme Oliveira (2016), que realizou um estudo utilizando extrato de *Moringa Oleífera* e extrato de quiabo no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, como resultado obteve-se uma redução de até 88% na cor aparente do lixiviado com o coagulante a base de *Moringa Oleífera*.

Na Figura 17 são demonstrados os resultados para a variação da concentração da dosagem de *Moringa Oleífera*. Observando a Figura 16 – (a) verifica-se que a maior remoção de cor se encontra na concentração de 600 mg L⁻¹, obtendo-se uma remoção de cerca de 70% da cor. A melhor remoção de compostos aromáticos ocorreu na concentração de 1400 mg L⁻¹, obtendo-se uma redução de cerca de 37 %.

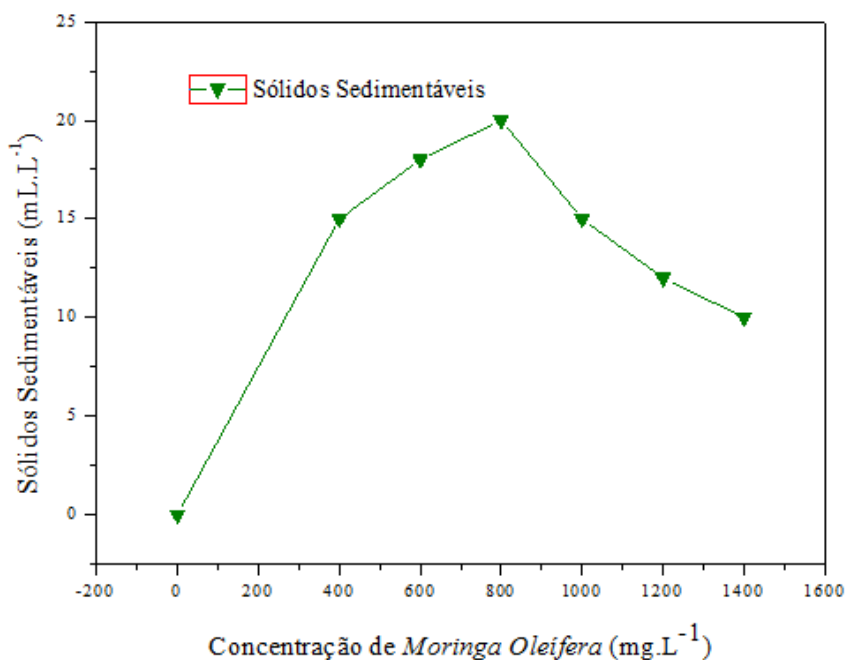
Figura 17: Perfis de redução de cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante *Moringa Oleífera* empregado nas dosagens de: 400, 600, 800, 1000, 1200, 1400 mg L⁻¹.



Na Figura 17–(b) observa-se que a turbidez elevou-se para todas as concentrações do coagulante *Moringa Oleífera*. Observando-se a redução da cor e dos compostos aromáticos afirma-se que o aumento da turbidez pode estar relacionado à remoção destas substâncias, pois, as substâncias húmicas são as principais responsáveis pela presença de cor no lixiviado, porém essas substâncias complexam-se facilmente com óxidos e interagem-se com argilominerais (substâncias que conferem turbidez ao efluente), solubilizando-se, ou seja, recobrando a superfície dessas partículas. Assim, quando um coagulante é adicionado a essa solução, ele reage primeiramente com as substâncias húmicas, desestabilizando-as, formando um precipitado com baixo peso molecular, que possui difícil sedimentação (DE JULIO *et al.* 2006).

Ainda, observa-se a formação de sólidos sedimentáveis, fato que indica que houve a desestabilização de algumas partículas húmicas, conforme é visto na Figura 18.

Figura 18: Relação de sólidos sedimentáveis das concentrações de: 400, 600, 800, 1000, 1200, 1400 mg L⁻¹ de *Moringa oleífera*.



Fonte: O autor.

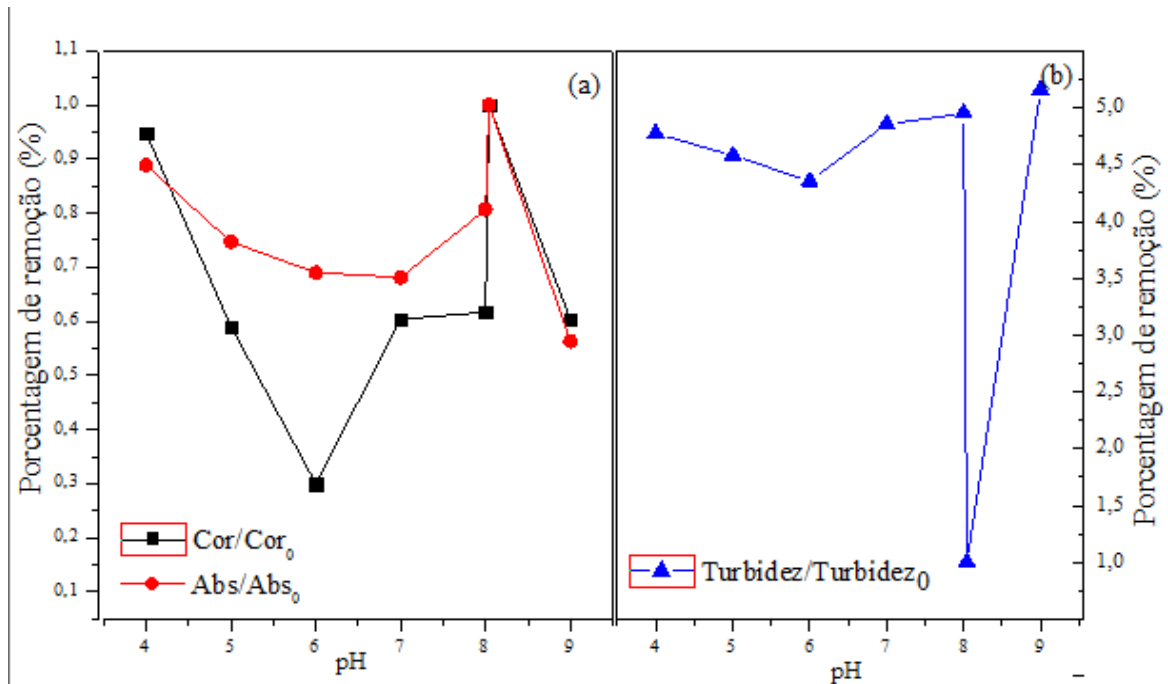
Porém, com o coagulante *Moringa oleífera* houve uma baixa produção de sólidos sedimentáveis, mas diferente dos outros casos formaram-se flocos mais pesados, que decantaram rapidamente. Por outro lado, ocorreu um aumento exacerbado na turbidez, assim, pode se dizer que algumas das partículas desestabilizadas não sedimentaram, continuando em suspensão, aumentando a turbidez do efluente tratado.

Assim, prosseguiu-se com o experimento em concentração de 600 mg L⁻¹, variando o pH da solução de 4,0 a 9,0, cujos resultados são apresentados na Figura 19.

Na figura 19 verifica-se que a melhor remoção de cor e de compostos aromáticos ocorreu em pH 6,0 com a dosagem de 600 mg L⁻¹ de *Moringa Oleífera* onde reduziu-se em 70% a cor do LAS e 31% os compostos aromáticos do LAS. A turbidez aumentou significativamente em todos os pontos analisados.

A eficiência de remoção da turbidez do coagulante *Moringa oleífera* dependente da turbidez inicial do efluente, sendo que o coagulante funciona melhor em valores mais elevados de turbidez. (KATAYON *et. al.*, 2006). O lixiviado em questão apresenta uma turbidez relativamente baixa, o que pode justificar o aumento da turbidez.

Figura 19: Perfis de remoção dos parâmetros cor, compostos aromáticos e turbidez para o coagulante *Moringa Oleífera* em concentração de 600 mg L⁻¹, variando o pH de 4,0 a 9,0.

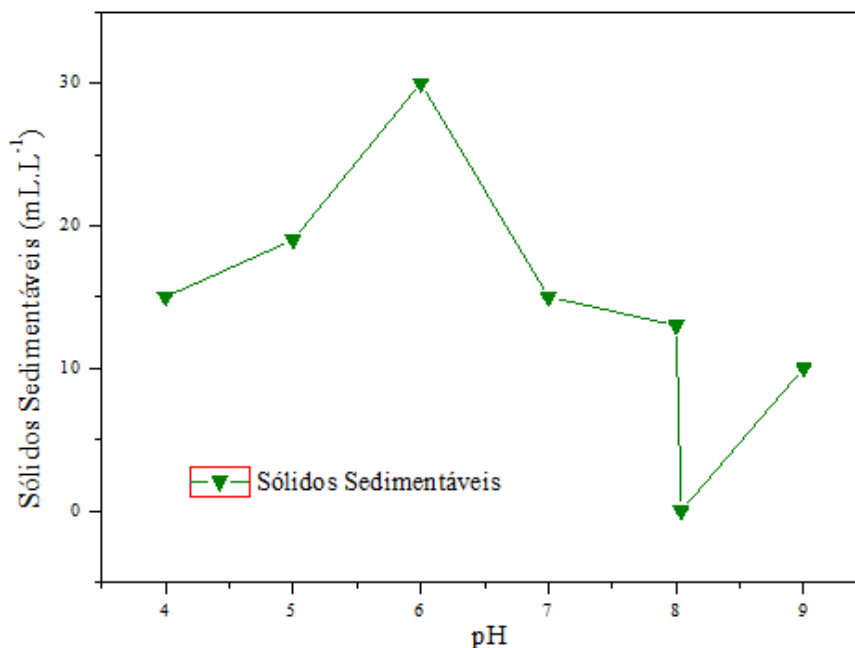


Fonte: O autor.

Lédo et al. (2009) verificaram que na faixa de pH 7,0 a 8,0 o processo de coagulação com sementes de *Moringa Oleífera* não é controlado por forças eletrostáticas, sugerindo que o mecanismo envolvido seja o de adsorção e formação de pontes, o que leva a formação de flocos maiores e, conseqüentemente, a maiores eficiências de remoção. Conforme verifica-se na Figura 20, porém no presente estudo esse fato ocorreu em pH 6, mesmo sendo um volume baixo de sólidos formados, em relação aos outros coagulantes, observa-se a formação de flocos maiores e mais pesados, que decantaram mais rapidamente.

Na figura 20, estão ilustrados os resultados dos sólidos sedimentáveis para o coagulante *Moringa oleífera* na variação de pH de 4,0 até 9,0; incluindo o pH bruto do LAS (8,04).

Figura 20: Relação dos sólidos sedimentáveis na dosagem 600 mg L⁻¹ de *Moringa Oleífera* em diferentes pH's da solução de 4,0 a 9,0; incluindo o pH bruto do LAS (8,04).



Fonte: O autor.

A *Moringa Oleífera* obteve seu melhor funcionamento pH 6 com a concentração de 600 mg L⁻¹, reduzindo-se cerca de 70% a cor do LAS e 31% os compostos aromáticos.

4.3.5. Comparação dos resultados após o processo de tratamento utilizando diferentes coagulantes

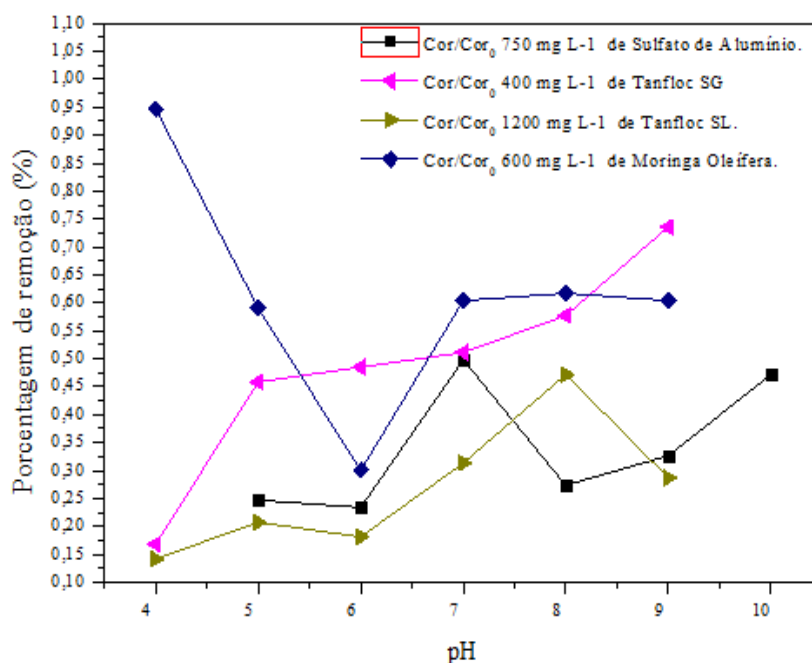
4.3.5.1. Comparação dos resultados na redução de cor

Na Figura 21 está ilustrada a comparação dos resultados para a remoção de cor com a dosagem de coagulante de cada um dos coagulantes fixada, variando o pH.

Comparando-se os melhores resultados encontrados durante a realização do presente trabalho afirma-se que os melhores resultados para a remoção de cor ocorreram para o coagulante Tanfloc SL em todos os pHs. Porém o melhor resultado para remoção de cor ocorreu com a concentração de 1200 mg L⁻¹ em pH da solução 4,0.

Os piores resultados ocorreram em pH da solução 4,0 para o coagulante *Moringa oleífera*.

Figura 21: Perfis de comparação dos melhores resultados de redução de cor nas melhores concentrações para de cada coagulantes com a variação de pH.



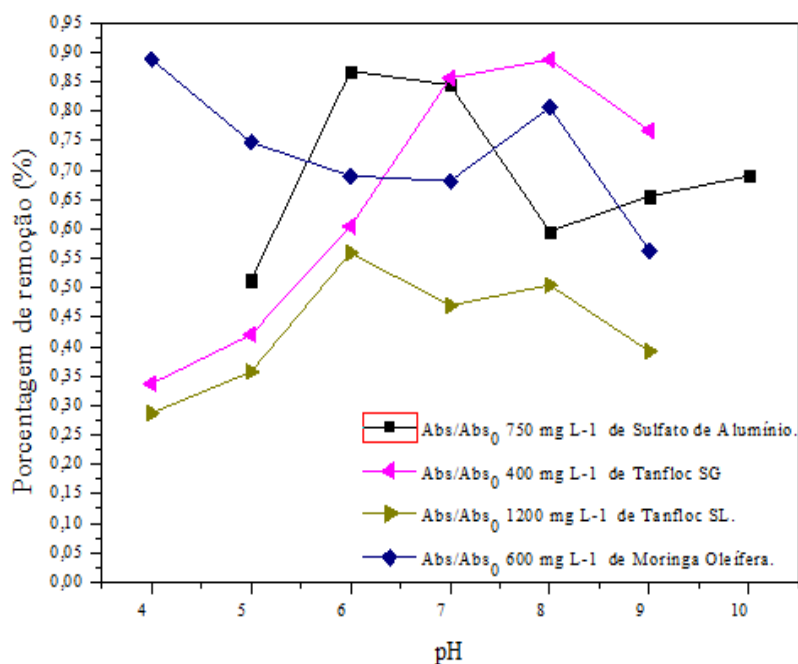
Fonte: O autor.

4.3.5.2. Comparação dos resultados na redução de compostos aromáticos

A Figura 22 apresenta a comparação dos melhores resultados para a remoção de compostos aromáticos com a dosagem de cada coagulante fixada, variando o pH.

Na Figura 22, observa-se que as melhores reduções de compostos aromáticos ocorreram para o coagulante Tanfloc SL em todos os pHs. Porém a melhor redução ocorreu em pH da solução 4,0, com a concentração de 1200 mg L⁻¹. O pior resultado da redução de compostos aromáticos ocorreu com o coagulante *Moringa oleífera* em pH da solução 4,0 com a concentração de 600 mg L⁻¹.

Figura 22: Perfis de comparação dos melhores resultados de redução de compostos aromáticos nas melhores concentrações para de cada coagulantes com a variação de pH.



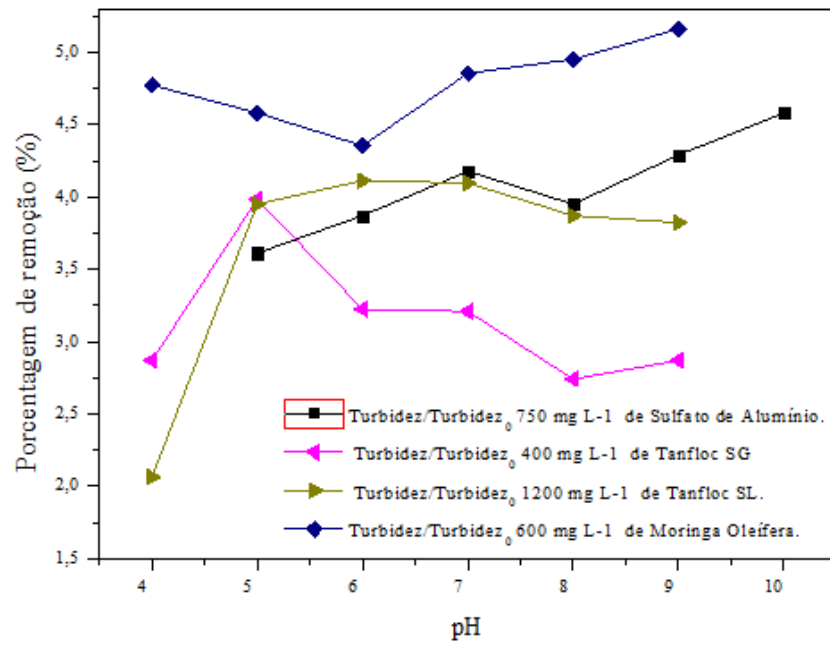
Fonte: O autor.

4.3.5.3. Comparação dos resultados na redução de turbidez

A Figura 23 apresenta a comparação dos perfis de redução de turbidez com a dosagem de coagulantes fixada, variando o pH.

Conforme foi verificado em todos os perfis de redução da turbidez, não ocorreu a turbidez, e sim um aumento desta. Esse fato pode ser verificado na Figura 23. Assim, pode se dizer que o aumento da turbidez não está associado ao tipo de coagulante, mas sim as grandes quantidades de substâncias húmicas presente no LAS.

Figura 23: Perfis de comparação dos melhores resultados de redução de turbidez nas melhores concentrações para de cada coagulantes com a variação de pH.



Fonte: O autor.

5. CONCLUSÃO

Para o LAS em estudo, proveniente do aterro sanitário da cidade de Giruá – RS, encontrou-se as melhores condições operacionais para cada coagulante, observando-se apenas a remoção de cor aparente e de compostos aromáticos, são apresentados a seguir.

Para o Sulfato de alumínio as melhores condições operacionais foram em pH da solução 5,0 com a concentração de 750 mg L^{-1} reduzindo cerca de 75% da cor e 49% dos compostos aromáticos.

Para o Tanfloc SG as melhores condições operacionais foram em pH 4 com a concentração de 400 mg L^{-1} , onde obteve-se clarificação de cerca de 83% no parâmetro cor e os compostos aromáticos diminuíram em torno de 66%.

No caso do Tanfloc SL as melhores condições operacionais ocorreram em pH 4 com a concentração de 1000 mg L^{-1} com a redução da cor em 86% e dos compostos aromáticos de 71%.

A *Moringa Oleífera* obteve seu melhor funcionamento pH 6 com a concentração de 600 mg L^{-1} , reduzindo-se cerca de 70% a cor do LAS e 31% os compostos aromáticos.

Assim, o melhor resultado para a redução de cor e compostos aromáticos nas condições analisadas no presente trabalho para o LAS é o Tanfloc SL. Porém o coagulante mais eficiente pode-se dizer que é o Tanfloc SG, pois com uma menor quantidade de coagulante, obteve uma boa redução de cor e compostos aromáticos.

Porém, observando-se os perfis de remoção de turbidez verifica-se que para todos os coagulantes empregados, independente das condições operacionais a turbidez sofreu um aumento considerável. Então pode-se afirmar que não se obteve os pontos ótimos de coagulação para os coagulantes em estudo.

Pois, a remoção de cor e compostos aromáticos do LAS, podem ter ocorrido, em função das substâncias húmicas presentes no lixiviado, responsáveis pela coloração escura do efluente e são resultado da decomposição da matéria orgânica. As substâncias húmicas possuem grande facilidade em complexar-se e interagem com argilominerais, recobrando essas partículas ácidos graxos e pesticidas, promovendo sua solubilização (DE JULIO, 2006). Os argilominerais são responsáveis pela turbidez da água, quando essas partículas estão recobertas com substâncias húmicas e o coagulante é adicionado, este vai desestabilizar, primeiramente, as com as substâncias húmicas que estão recobrando a partícula de turbidez, removendo a cor e os compostos aromáticos do lixiviado, estas precipitam, formando sólidos

sedimentáveis, de baixo peso molecular, que demoram para decantar, permanecendo em suspensão. Em seguida, as partículas remanescentes de coagulante interagem com as partículas de turbidez, mas não há o suficiente para reduzi-las. Assim, pode-se explicar o aumento da turbidez. (DI BERNARDO, 1983)

Os resultados obtidos para todos os coagulantes apontam que somente a coagulação/floculação utilizando as faixas empregadas dos coagulantes empregados não é suficiente para a remoção da turbidez do LAS. E nesse caso, não poderia ser usado como um pré-tratamento do processo de osmose reversa, pois com o aumento da turbidez, as membranas entupiriam mais rapidamente.

6. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Para trabalhos futuros, sugere-se que sejam testadas maiores faixas de concentração de coagulantes. Realizando a variação dos Tempos de Mistura Rápida e Lenta, bem como as Velocidades de Mistura Rápida e Lenta.. E, ainda, fazendo a variação do pH em uma faixa maior para cada coagulante. Buscando encontrar as condições ótimas operacionais para cada coagulante.

Manter as mesmas faixas de dosagens dos coagulantes empregadas no presente trabalho, porém variando-se os Tempos de Mistura Rápida e Lenta, bem como as Velocidades de Mistura Rápida e Lenta, adicionando-se floculantes no lixiviado para que se facilite a coagulação.

7. REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419/1992: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1997. 7p. Disponível em: <<http://licenciadorambiental.com.br/wp-content/uploads/2015/01/NBR-8.419-NB-843-Apresentac%C3%A3o-de-Projetos-de-Aterros-Sanitarios-RSU.pdf>> Acesso em: 28 de fevereiro de 2016.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004/2004: Resíduos sólidos classificação. Rio de Janeiro, 2004. 71p. Disponível em: <<http://www.videverde.com.br/docs/NBR-n-10004-2004.pdf>> Acesso em: 01 de março de 2016.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 1056: Determinação de sólidos sedimentáveis. Método cone *imhoff*. Rio de Janeiro, 1988. 2p. Disponível em: <<https://pt.scribd.com/doc/69586390/NBR-10561-1988-Aguas-Determinacao-de-Residuo-Sedimentavel-Solidos-Sedimentaveis-Metodo-d>> Acesso em: 02 de jun. 2016.

ALMEIDA, L. M. S.; GARBELINI, E. R.; PINHEIRO P. B. G. **Unidades de triagem e compostagem de resíduos sólidos urbanos**. Ministério Público do Paraná – Curitiba, 2012.

ALVES, Alvaro Cesar Dias. **Estudo da eficiência do processo de coagulação/floculação e do processo combinado de coagulação/floculação/adsorção para tratamento de águas residuárias de galvanoplastia utilizando *Moringa Oleifera***. 2012. 86 p. Dissertação de Mestrado. Engenharia Química - Controle da poluição. Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE. Toledo, Paraná. Brasil. 2012.

AMARAL, Mailer Sene. **Tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado por processo biológico aeróbio**. 2009. 91 p. Dissertação de Doutorado. Engenharia hidráulica. Universidade de São Paulo – USP. São Paulo, São Paulo. Brasil. 2009.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. **Water research**, v. 31, n. 11, p. 2775-2782, 1997.

APHA (American Public Health Association);, AWWA (American Water Works Association);, WPCF(Water Environment Federation). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st edition, Washington, DC. 2005.

ARANTES, Camila C.; RIBEIRO, Tulio. A.; PATERNIANI, José E. S. Processamento de sementes de Moringa oleifera utilizando-se diferentes equipamentos para obtenção de solução coagulante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 6, p. 661-666, 2012.

AWAD, Mohammed; WANG, Hongtao; LI, Fengting. Preliminary study on combined use of Moringa seeds extract and PAC for water treatment. V.2, n.8, p.52-55. **Research Journal of Recent Sciences**. 2013.

AZIZ, Hamidi Abdul et al. Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 1, p. 218-220, 2007.

BARBOSA, Gisele Mattedi. **Processo de clarificação convencional combinado com microfiltração visando ao reúso de efluente da indústria sucroalcooleira**. 2011. 177p. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. Brasil. 2011.

BACHE, David H.; GREGORY, Ross. **Flocs in water treatment**. IWA Publishing, 2007.

BASSANI, Fabiana. **Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná, e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e Ozônio**. 2010. 147 p. Dissertação de Mestrado. Engenharia urbana. Maringá, Paraná. Brasil, 2010.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J. **Municipal wastewater treatment by modified tannin flocculant agent**. v. 249, n. 1, p. 353-358, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916409009138>> Acesso em: 10 de Out. 2016.

BILA, Daniele Maia. **Aplicação de processos combinados no tratamento do chorume**. 2000. Dissertação de Mestrado. Engenharia química. Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2000.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 2010.

BOTERO, Wander Gustavo. Caracterização de lodo gerado em estações de tratamento de água: perspectivas de aplicação agrícola. **Química nova**. V.32, n.8, p. 2018-2022. 2009.

CACHEIRA, Catarina Seabra et al. **Processo de coagulação/floculação**. Mestrado Integrado de Engenharia. Universidade do Porto – Faculdade de Engenharia – FEUP. Porto, Portugal. 2012.

CARVALHO, André Luciano; LANZA, Vera Christina Vaz. **Orientações básicas para operação de aterro sanitário**. FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente. Belo Horizonte, 2006.

CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges; DALSASSO, Ramon Lucas.; ROHERS, Fabio. Pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. **Engenharia sanitária ambiental**. V.15, n.4, out/dez, p.385-392. 2010.

CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges et al. **Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades**. Rio de Janeiro. PROSAB - Rede Cooperativa de Pesquisas. 2002.

CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges et al. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários**. Prosab – Rede Cooperativa de Pesquisas. Santa Catarina, 2006.

CHRISTENSEN, Birgitte Monster et al. Localization and regulation of PKA-phosphorylated AQP2 in response to V2-receptor agonist/antagonist treatment. **American Journal of Physiology-Renal Physiology**, v. 278, n. 1, p. F29-F42, 2000.

CORAL Lucila Adriani; BERGAMASCO, Rosangela, BASSETTI, Fátima de Jesus. **Estudo da Viabilidade de Utilização do Polímero Natural (TANFLOC) em Substituição ao Sulfato de Alumínio no Tratamento de Águas para Consumo Humano**. In: International Workshop Advances in Cleaner Production, 2.; 2009, São Paulo.

CORBITT, Robert A. **Standard handbook of environmental engineering**. 1990.

DA SILVA, Fernanda Barbosa. **Tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários**. 2009. 118p. Dissertação de Mestrado. Tecnologia de processos químicos e bioquímicos. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Brasil. 2009

DA SILVA, Telma Salesa. **Estudo de tratabilidade físico - química com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e de esgoto**. 88 p. Dissertação de Mestrado. Saúde pública. Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública; 1999.

DE JULIO, Marcelo et al. Emprego do reagente de fenton como agente coagulante na remoção de substâncias húmicas de água por meio da flotação por ar dissolvido e filtração. 2006. **Engenharia sanitária ambiental**. V.11, n.3, jul/set 2006, p. 260-268.

DE SÁ, Lidiane Freire; JUCÁ, José Fernando Thomé; DA MOTTA SOBRINHO, Maurício A. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 1, p. 204. 2012

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos, Rima 2005. Cap. 5, p 168-254.

DI BERNARDO, Luiz. **Tratamento de águas de abastecimento de cor elevada**. Revista DAE. n. 133, jun.1983, p. 61-65.

GEWEHR, André Granzotto. **Tratamento por coagulação-floculação de lixiviado bruto de aterro sanitário com e sem pré-tratamento biológico em reator sequencial em batelada**. 2012. 163p. Dissertação de Mestrado. Recursos hídricos e saneamento ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS. Rio Grande do Sul, Brasil. 2012

GHEBREMICHAEL, Kebeab A. et al. A simple purification and activity assay of the coagulant protein from *Moringa oleifera* seed. **Water research**, v. 39, n. 11, p. 2338-2344, 2005.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Apresentada em 2008. Disponível em:<
<http://www.ibge.gov.br/home/>> Acesso em: 15 de março de 2016.

ISO 6332:1988, Water quality - Determination of iron - Spectrometric method using 1,10-phenanthroline. 1988.

LEAL Fabiano César Tosetti; LIBÂNIO, Marcelo. **Estudo da Remoção da Cor por coagulação química no tratamento Convencional de Águas de Abastecimento**. Revista de Engenharia Sanitária Ambiental. V. 7, n. 3, p.117-128. 2002

LÉDO, Patrícia G. S. et al. Estudio comparativo de sulfato de aluminio y semillas de Moringa oleífera para la depuración de aguas con baja turbiedad. **Información tecnológica**, v. 20, n. 5, p. 3-12, 2009.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, 2010.

LIED, Eduardo Borges. **Tratamento de Efluente Industrial de Fecularia Utilizando Macrófita Aquática Eichhornia crassipes e Coagulante Natural** 2012. 132p. Dissertação de Mestrado. Engenharia química. Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE. Toledo - Paraná. 2012

KATAYON, S. et al. Effects of storage conditions of Moringa Oleifera seeds on its performance in coagulation. **Bioresource Technology**. v. 97, p. 1455-1460, 2006.

KAWAMURA, S. Optimization of basic water-treatment processes design and operation: Coagulation and flocculation. **Aqua**, v. 45, n. 1, p. 35-47, 1996.

KAWAHIGASHI, Flávia. **Aplicabilidade do pós-tratamento do lixiviado de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado granular e avaliação ecotoxicológica**. 2012. 163p. Dissertação de Mestrado. Engenharia de edificações e saneamento. Universidade Estadual de Londrina - UEL. Londrina – Paraná, Brasil.

KJELDSEN, Peter et al. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n.4, p.297-336, 2002

KLINCK, B. A.; STUART, M. E. Human health risk in relation to landfill leachate quality. **British Geological Survey, Technical report WC**, 1999.

McBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. **Solid waste landfill engineering and design**. USA: Prentice Hall, 1995.

MANNARINO Camila Ferreira.; FERREIRA, João Alberto; MOREIRA, Josino Costa
Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico

como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica. **Caderno saúde**. V.19, n.1, p.12-18. Rio de Janeiro. 2011.

MARTINS Cláudia Lavínia; CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges; COSTA Rejane Helena Ribeiro. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. **Engenharia sanitária ambiental**. V.15, n.4, Out/Dez 2010, p. 401-410.

MAXIMO, Vivian Alves. **Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis**. 2007. 187 p. Dissertação de Mestrado. Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Florianópolis, Santa Catarina. Brasil, 2007.

MENDES, Carlos Gomes da Nave. **Estudo da coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis**. 1989. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo – USP. São Carlos, São Paulo, Brasil. 1989.

MORAES, Leila Cristina Konradt et al. **Utilização do polímero natural quitosana no processo de coagulação/floculação/ultra-filtração para a produção de água potável**. In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia e Sanitária Ambiental, 2005. Campo Grande - MS.

MORAVIA, Wagner Guadagnin. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. 2010. Tese de Doutorado. Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, 2010.

MUÑOZ, Susana Inés Segura. **IMPACTO AMBIENTAL NA ÁREA DO ATERRO SANITÁRIO E INCINERADOR DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE RIBEIRÃO PRETO, SP: Avaliação dos níveis de metais pesados**. 2002. Dissertação de doutorado. Saúde ambiental. Universidade de São Paulo – USP. Ribeirão Preto, São Paulo. Brasil. 2002.

OLIVEIRA, Zorayde Lourenço. **Lixiviado de aterro sanitário tratado com extratos de *Moringa Oleífera Lam* isolados e combinados com *abelmoschus esculentus* L. Moench e biossurfactante**. 2015. 165 p. Dissertação de doutorado. Geotecnia ambiental. Universidade Federal de Pernambuco - UFP. Recife, Pernambuco. Brasil. 2015.

NEPOMUCENO, Thiago Cabral. **Estudo da aplicabilidade de coagulantes orgânicos e inorgânicos no tratamento de águas para abastecimento público**. 2016. 169 p. Trabalho de Conclusão de Curso. Engenharia Ambiental e Sanitária. Universidade Estadual da Paraíba – UEPB. Campina Grande, Paraíba. Brasil. 2016.

PEDROSO, Keylla et al. Avaliação do tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Maringá, Paraná, por processo de Coagulação/Floculação com Tanfloc SG. **Revista de Engenharia e Tecnologia**. Maringá, V.4, n.2, p.87-98, ago. 2012.

PAVANELLI, Gerson. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. 2001. 233p. Dissertação de Mestrado. Hidráulica e saneamento. Universidade de São Paulo – USP. São Carlos, São Paulo. Brasil. 2001.

PERTILE, Carine. **Avaliação de processos de separação por membranas como alternativas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2013. 127p. Dissertação de Mestrado. Engenharia Química. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. 2013

PIANTÁ, Cyro Antônio Vianna. **Emprego de coagulantes orgânicos naturais como alternativa ao uso do sulfato de alumínio no tratamento de água**. 2008. 78 p. Engenharia ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. Porto Alegre. Rio Grande do Sul, Brasil. 2008.

PIVELLI, Roque Passos. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. [2006?]. Disponível em:
<<http://www.leb.esalq.usp.br/disciplinas/Fernando/leb360/Fasciculo%208%20%20Ferro%20e%20Manganes%20e%20Metais%20Pesados.pdf>> Acesso em: 30 out.2016.

QUARTAROLI, Larissa et al. Aplicação de polímeros aniônico e catiônico na flotação por ar dissolvido como forma de pós-tratamento de efluente de indústria de papel e celulose. **Sci. For.** Piracicaba. v. 42, n. 101, p. 57-67, mar. 2014

RAGASSON, Marcela Kunzler. Aplicação do Reagente Fenton no tratamento de lixiviado de aterros sanitários. **Especialize Revista online ipog**. Janeiro/2013. Disponível em:
<<http://institutedeposgraduacao.com.br/uploads/arquivos/d1ec369d9729ed6a2d777a8943d45ba6.pdf>> Acesso em: 18 jun. 2016

RAVANCHI, Maryam Takht; KAGHAZCHI Tahereh; KARGARI, Ali. Application of membrane separation processes in petrochemical industry: a review. **Desalination**. V.235, p.199-244, jan/2009.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente. Conselho Estadual do meio Ambiente (CONSEMA) Resolução do CONSEMA nº 128/2006. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente. Conselho Estadual do meio Ambiente (CONSEMA) Resolução do CONSEMA nº 129/2006. Dispõe sobre a definição de Critérios e Padrões de Emissão para Toxicidade de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul.

ROSALÉM, Sabrina Firme. **Estudo de Identificação e Quantificação de Trihalometanos em Água de Abastecimento**. 2007. 97 p. Dissertação de Mestrado. Engenharia ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo – UFES. Vitória – Espírito Santo. Brasil. 2007.

SILVA, Jaqueline Fernandes. **Avaliação do processo oxidativo avançado UV/H₂O₂ no pós-tratamento de efluentes industriais**. 2015. 57p. Trabalho de Conclusão de Curso. Engenharia sanitária e ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Florianópolis, Santa Catarina. Brasil. 2015.

SUTHERLAND, J. P. et al. **Moringa oleifera as a natural coagulant**. In: 20th WEDC Conference, Affordable Water Supply and Sanitation, Colombo, Sri Lanka. 1994. p. 297-299.

SANTOS FILHO, Jesuíno Dias; SANTA RITA, Edmundo Santana. **Gerenciamento do Resíduo Gerado Na Clarificação de água da RLAM**. 2002. 54 p. Monografia de Especialização. Tecnologias ambientais na indústria. Universidade Federal da Bahia – UFB. Salvador. Bahia. Brasil. 2002.

SCHIMITT, D. M. F. **Tratamento de águas residuárias da indústria de laticínios pelos processos combinados coagulação/floculação/adsorção/ultrafiltração utilizando a semente de moringa oleífera como coagulante**. 2011. 52 p. Dissertação de Mestrado. Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE. Toledo. Paraná. Brasil. 2011.

SPINELLI, Viviane Aparecida. **Quitosana: polieletrólito natural para o tratamento de água potável**. 146 p. Dissertação de Mestrado. Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, Santa Catarina. Brasil. 2001.

TANAC. Tanfloc SG. Montenegro – Rio Grande do Sul – RS. 1999. Disponível em: <http://www.tanac.com.br/sites/default/files/CT_TANFLOC_SL_PT_0.pdf> Acesso em: 20 de maio de 2016.

TANAC. Tanfloc SL. Montenegro – Rio Grande do Sul – RS. 1999. Disponível em: <http://www.tanac.com.br/sites/default/files/CT_TANFLOC_SG_PT_0.pdf> Acesso em: 20 de maio de 2016.

TREVISAN, Thales Schwanka. **Coagulante Tanfloc SG como alternativa ao uso de coagulantes químicos no tratamento de água na ETA Cafezal**. 2014. 106 p. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR. Londrina, Paraná. Brasil. 2014.

VAZ, Luiz Gustavo de Lima et al. **Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia**. Revista eclética química. V.35, n.4, p. 45-54. 2010.

VAZ, Luiz Gustavo de Lima. **Performance do processo de coagulação/floculação no tratamento do efluente líquido gerado na galvanoplastia**. 2009. 100 p. Dissertação de Mestrado. Engenharia química. Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE. Toledo, Paraná. Brasil. 2009.

YAMAGUCHI, Taylla Evellyn Escapim. **Aplicação de coagulantes naturais no tratamento de lixiviado de resíduos urbanos**. 2012. 47 p. Trabalho de Conclusão de Curso. Engenharia ambiental. Universidade Estadual Paulista – UNESP. Presidente Prudente, São Paulo, Brasil.